L'organisme de réglementation nucléaire du Canada

Évaluation de la pertinence d'ajouter les radionucléides comme produits chimiques sources de préoccupations mutuelles à l'annexe 3 de l'Accord Canada – États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs

Septembre 2017

Commission canadienne de sûreté nucléaire
Canadian Nuclear Safety Commission
Canada

Évaluation de la pertinence d'ajouter les radionucléides comme produits chimiques sources de préoccupations mutuelles à l'annexe 3 de l'Accord Canada – États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs
Sous-titre du document (le cas échéant)

© Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC) 2018
N° de cat. CC172-187/2018F
ISBN 978-0-660-24585-0

La reproduction d'extraits de ce document à des fins personnelles est autorisée à condition que la source soit indiquée en entier. Toutefois, sa reproduction en tout ou en partie à des fins commerciales ou de redistribution nécessite l'obtention préalable d'une autorisation écrite de la Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Also available in English under the title: (Assessment of the Relevance of the Inclusion of Radionuclides as a Chemical of Mutual Concern under Annex 3 of the Canada-United States Great Lakes Water Quality Agreement)

Disponibilité du document
Les personnes intéressées peuvent consulter le document sur le site Web de la CCSN ou l'obtenir, en français ou en anglais, en communiquant avec la:

Commission canadienne de sûreté nucléaire
280, rue Slater
C.P. 1046, succursale B
Ottawa (Ontario) K1P 5S9
CANADA

Téléphone : 613-995-5894 ou 1-800-668-5284 (au Canada seulement)
Télécopieur : 613-995-5086
Courriel : cnsc.info.ccsn@canada.ca
Site Web : suretenucleaire.gc.ca
Facebook : facebook.com/Commissioncanadiennedesuretenucleaire
YouTube : youtube.com/ccsncnsc
Twitter : @CCSN_CNSC

Résumé

L'*Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs* (AQEGL) conclu entre le Canada et les États-Unis d'Amérique (É.-U.), a été ratifié une première fois en 1972 et modifié en 2012. Dans l'annexe 3 de cet accord intitulée « Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) », le Canada et les États-Unis s'engagent à :

> « … contribuer à la réalisation des objectifs généraux et spécifiques du présent accord par la protection de la santé humaine et de l'environnement au moyen de mesures de coopération coordonnées visant à réduire, dans l'eau des Grands Lacs, les rejets anthropiques de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles. »

L'annexe 3 engage les parties à dresser, de façon continue, la liste des PCSPM présents dans les Grands Lacs, qui proviennent de sources anthropiques et que les deux pays reconnaissent comme étant potentiellement nocifs pour l'environnement ou la santé humaine.

En vertu de cette annexe, il incombe aux parties de désigner des substances devant faire l'objet d'un examen aux fins d'une potentielle désignation en tant que PCSPM. Afin de mobiliser davantage les intervenants de l'AQEGL, les coprésidents du Comité exécutif des Grands Lacs ont accepté d'introduire un processus au moyen duquel les intervenants canadiens et américains peuvent officiellement proposer la désignation d'un produit chimique précis. À la suite de ce processus, l'Association canadienne du droit de l'environnement a désigné les radionucléides en tant que produits chimiques d'intérêt pour une classification sur la liste des PCSPM. Une lettre d'appui a également été déposée par 110 groupes de défense de l'environnement, de la santé et d'autres causes.

Ce rapport évalue la demande de désignation des radionucléides en tant que PCSPM d'intérêt en vertu de l'annexe 3. L'évaluation a été réalisée par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), à la demande d'Environnement et Changement climatique Canada. La CCSN est l'organisme fédéral responsable de réglementer l'utilisation de l'énergie et des matières nucléaires afin de préserver la santé, la sûreté et la sécurité, de protéger l'environnement, de respecter les engagements internationaux du Canada à l'égard de l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire, et d'informer objectivement le public sur les plans scientifique ou technique ou en ce qui concerne la réglementation du domaine de l'énergie nucléaire.

La partie I de ce rapport donne un aperçu de l'état actuel de la science relativement aux risques que posent les radionucléides pour l'environnement et la santé. Les effets de la présence de radionucléides dans les Grands Lacs sur l'environnement et la santé humaine ont fait l'objet d'une évaluation à la lumière de jalons reconnus aux échelles nationale et internationale en matière d'environnement et de santé humaine. D'après une évaluation faisant appel aux meilleures données scientifiques disponibles, rien n'indique que les radionucléides détectés dans les Grands Lacs posent un risque déraisonnable à l'environnement, à la sécurité ou à la santé humaine.

La partie II du rapport présente les activités nationales et internationales de gestion des risques qui sont déjà en place quant au respect de la législation et de la réglementation pour le développement, la production et l'utilisation de l'énergie nucléaire, et à la

possession et à l'utilisation de matières nucléaires (c.-à-d., des radionucléides). La transparence de ces processus réglementaires et la possibilité pour le public d'y participer sont abordées dans cette partie. Les programmes gouvernementaux de gestion des risques, les programmes de surveillance et les activités de recherche sont également présentés.

Les radionucléides comptent parmi les substances les plus réglementées de la planète. Le Canada possède d'ailleurs un organisme national de réglementation nucléaire indépendant, la CCSN, qui a pour mandat de s'assurer que l'industrie nucléaire du Canada protège l'environnement, la santé de la population ainsi que la sécurité des personnes. De solides relations intergouvernementales ont été nouées avec le gouvernement fédéral et les gouvernements des provinces afin de veiller à ce que les radionucléides et la radiation soient gérés en toute sécurité.

En conclusion, le rapport ne recommande pas de désigner les radionucléides en tant que PCSPM d'intérêt aux fins d'une évaluation plus poussée en vertu de l'annexe 3. Cependant, il cerne des possibilités d'améliorer la disponibilité et l'accès public aux données sur les rejets dans l'environnement et la surveillance du cycle du combustible nucléaire au Canada. On y souligne aussi la nécessité de continuer à améliorer la coordination et la collaboration entre les divers intervenants quant aux priorités scientifiques, à la recherche, à la surveillance et aux activités de suivi dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

Table des matières

1.0 INTRODUCTION 1

Partie I : Science et évaluation 3

2.0 RAYONNEMENT IONISANT ET SANTÉ HUMAINE 3

2.1 Notions de la science du rayonnement 3

2.2 Calculs de dose 5

2.3 Le rayonnement et la santé : effets, normes et directives 6

2.3.1 Effets du rayonnement sur la santé humaine 8

2.3.2 Normes de radioprotection et limites réglementaires 12

2.3.3 Radioprotection du biote non humain 12

3.0 LES RADIONUCLÉIDES DANS LES GRANDS LACS 14

3.1 Le rayonnement naturel de fond et les retombées d'essais nucléaires 14

3.2 Sources industrielles 21

3.2.1 Mines et usine de concentration d'uranium 22

3.2.2 Raffinage et conversion 25

3.2.3 Fabrication de combustible 28

3.2.4 Centrales nucléaires 29

3.2.5 Gestion des déchets radioactifs 34

3.2.6 Installations de traitement et réacteurs de recherche 39

3.2.7 Applications médicales 40

3.2.8 Sources industrielles non nucléaires 40

4.0 ÉVALUATION GÉNÉRIQUE DU RISQUE 43

4.1 Évaluation des risques pour la santé humaine – Dose reçue par le public 43

4.2 Évaluation des risques écologiques 44

4.2.1 Centrales nucléaires bordant les Grands Lacs 45

4.2.2 Installations de traitement de matières nucléaires et installations de gestion des déchets nucléaires près des Grands Lacs 48

Conclusion de la partie I 50

Partie II : Pratiques actuelles de gestion et de réglementation 51

5.0 CADRES SCIENTIFIQUES ET RÉGLEMENTAIRES NATIONAUX ET INTERNATIONAUX 51

5.1 Cadre scientifique et de radioprotection international 51

5.2 Réglementation des substances radioactives et des activités nucléaires au Canada 51

5.2.1 Protection de l'environnement en vertu de la LSRN 53

5.2.2 Programme indépendant de surveillance environnementale de la CCSN 55

5.2.3 Transport en vertu de la LSRN 56

5.2.4 Réduire au minimum le risque découlant d'accidents nucléaires 57

5.3 Coordination gouvernementale, initiatives de surveillance et recherche 59

5.3.1 Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial 59

5.3.2 Programmes ontariens de surveillance des installations nucléaires et de l'eau potable 59

5.3.3 Réseaux de surveillance des rayonnements de Santé Canada 60

5.3.4 Programme de recherche et de développement de la CCSN 62

5.3.5 Programme fédéral de science et de technologie nucléaires 62

Conclusion de la partie II 63

6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 65

7.0 BIBLIOGRAPHIE 67

ACRONYMES 72

ANNEXE A : CRITÈRES DE LA CCSN POUR LA SÉLECTION DES RADIO-ISOTOPES DANS UN SEUL MILIEU – CONSOMMATION DE POISSONS 74

ANNEXE B : ÉVALUATION DU RISQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE – DOSE REÇUE PAR LE PUBLIC PAR LES VOIES D'EXPOSITION DES GRANDS LACS ... 76

ANNEXE C : ÉVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR L'ENVIRONNEMENT 80

1.0 Introduction

L'*Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs* (AQEGL) conclu entre le Canada et les États-Unis d'Amérique (É.-U.), a été ratifié une première fois en 1972 et modifié en 2012. Dans l'annexe 3 de cet accord intitulée « Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) », le Canada et les États-Unis s'engagent à :

> « ... contribuer à la réalisation des objectifs généraux et spécifiques du présent accord par la protection de la santé humaine et de l'environnement au moyen de mesures de coopération coordonnées visant à réduire, dans l'eau des Grands Lacs, les rejets anthropiques de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles. »

L'annexe 3 engage les parties à dresser, de façon continue, la liste des PCSPM présents dans les Grands Lacs, qui proviennent de sources anthropiques et que les deux pays reconnaissent comme étant potentiellement nocifs pour l'environnement ou la santé humaine.

En vertu de cette annexe, il incombe aux parties de désigner des substances devant faire l'objet d'un examen et d'une évaluation aux fins d'une potentielle désignation en tant que PCSPM. Afin de mobiliser davantage les intervenants de l'AQEGL, les coprésidents du Comité exécutif des Grands Lacs ont accepté d'introduire un processus au moyen duquel les intervenants canadiens et américains peuvent officiellement proposer la désignation d'un produit chimique précis.

Les propositions doivent être accompagnées d'une justification s'appuyant sur des données ou d'autres informations actuellement disponibles.

Les radionucléides ont été désignés PCSPM d'intérêt en mars 2016 par l'Association canadienne du droit de l'environnement (ACDE). Cette désignation a été appuyée par 110 groupes de défense de l'environnement, de la santé et d'autres causes œuvrant au Canada et aux États-Unis, y compris la Great Lakes Indian Fish & Wildlife Commission, laquelle représente 11 gouvernementaux tribaux aux États-Unis.

Ce rapport évalue la demande de désignation des radionucléides en tant que PCSPM d'intérêt en vertu de l'annexe 3. L'évaluation a été réalisée par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), à la demande d'Environnement et Changement climatique Canada. La CCSN est l'organisme fédéral responsable de réglementer l'utilisation de l'énergie et des matières nucléaires afin de préserver la santé, la sûreté et la sécurité, de protéger l'environnement, de respecter les engagements internationaux du Canada à l'égard de l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire, et d'informer objectivement le public sur les plans scientifique ou technique ou en ce qui concerne la réglementation du domaine de l'énergie nucléaire.

La partie I de ce rapport donne un aperçu de l'état actuel de la science relativement aux risques que posent les radionucléides pour l'environnement et la santé. Les quantités de radionucléides rejetés et mesurables dans les Grands Lacs sont évaluées et comparées aux normes reconnues aux échelles nationale et internationale en matière d'environnement et de santé humaine.

La partie II du rapport présente les activités nationales et internationales qui sont déjà en place quant au respect de la législation et de la réglementation concernant le développement, la production et l'utilisation de l'énergie nucléaire, et à la possession et à l'utilisation de matières

nucléaires (c.-à-d., des radionucléides). La transparence de ces processus réglementaires et la possibilité pour le public d'y participer sont abordées dans cette partie. Les programmes gouvernementaux de gestion des risques, les programmes de surveillance et les activités de recherche sont également présentés. Les radionucléides font partie des substances les plus réglementées de la planète. Le Canada possède d'ailleurs un organisme national de réglementation nucléaire indépendant, la CCSN, qui a pour mandat de s'assurer que l'industrie nucléaire du Canada protège l'environnement et la santé de la population. La CCSN ne fait aucunement la promotion de cette industrie. De solides relations intergouvernementales ont été nouées avec le gouvernement fédéral et les gouvernements des provinces afin de veiller à ce que les radionucléides et la radiation soient gérés en toute sécurité.

Tout au long du rapport principal, le lecteur est invité à consulter les annexes qui contiennent de plus amples renseignements techniques.

Partie I : Science et évaluation

2.0 Rayonnement ionisant et santé humaine

2.1 Notions de la science du rayonnement

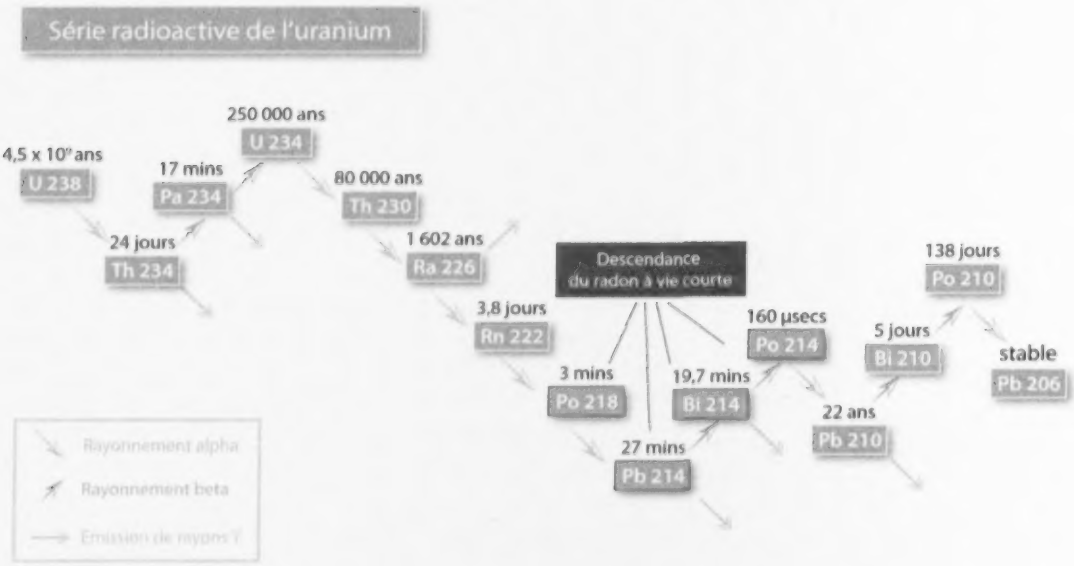
Cette partie présente les éléments de la science du rayonnement nécessaires pour comprendre le reste de ce rapport, notamment les unités utilisées pour mesurer les rejets de substances nucléaires dans l'environnement, l'exposition des personnes et de l'environnement au rayonnement, et les répercussions de ces expositions sur la santé.

Les substances radioactives (aussi appelées radionucléides ou radio-isotopes) sont formées d'atomes dont le noyau comporte une proportion instable de neutrons et de protons. Lorsqu'un noyau est instable et qu'il a un excès d'énergie, cette énergie peut se dissiper pendant le processus de désintégration. La désintégration survient lorsqu'un atome radioactif libère son énergie excédentaire pour atteindre un état plus stable qui peut être radioactif ou non. L'excès d'énergie est transporté par une ou plusieurs particules subatomiques et un ou plusieurs photons gamma. On appelle rayonnement nucléaire ces particules subatomiques et ces photons. Le rayonnement peut être porteur d'assez d'énergie pour arracher un électron d'un atome et le laisser électriquement chargé, autrement dit, ionisé. C'est pourquoi le rayonnement émis par un radionucléide est ionisant. Le rayonnement non ionisant comprend les micro-ondes, l'infrarouge et l'ultraviolet. Il ne possède pas assez d'énergie pour ioniser les atomes et donc, il n'est pas considéré dans ce rapport.

On appelle « activité », le taux de désintégration d'un échantillon de radionucléide. L'unité d'activité du Système international (unités SI) est le becquerel (Bq). Un becquerel de radioactivité correspond à une transformation nucléaire par seconde. On appelle « période radioactive » le temps nécessaire pour que la radioactivité d'un radionucléide tombe de moitié. La période propre à chaque radionucléide varie énormément : d'une fraction de seconde à des milliards d'années. Les isotopes stables des éléments n'ont pas de période radioactive. Ainsi, une quantité donnée d'un élément chimiquement toxique, comme l'arsenic, demeure éternellement toxique alors, qu'au fil du temps, un radionucléide perd sa radiotoxicité par désintégration radioactive et se transforme en un élément stable.

Un élément radioactif se transmute en un autre élément plus stable par le processus de désintégration radioactive. Ce nouveau radionucléide ou produit de désintégration est le « noyau-fils » ou « le produit de filiation » du noyau de départ. Si le produit de filiation est lui-même instable, la décroissance radioactive se poursuit jusqu'à la formation d'un isotope stable. Chaque radionucléide produit le long de la chaîne possède des propriétés physiques, chimiques et radiologiques uniques, ce qui inclut sa période et le type de rayonnement émis par sa désintégration. Par exemple, une chaîne (ou série) de désintégration plutôt complexe, mais bien connue est celle de l'uranium 238. Cette chaîne est montrée à la figure 1 avec le type de désintégration produite à chaque étape de la chaîne.

Figure 1 : Chaîne de désintégration radioactive de l'uranium 238 montrant les émissions alpha, bêta et gamma



En général, on peut classer la radioactivité en trois formes fondamentales :

- rayonnement alpha
- rayonnement bêta
- rayonnement gamma

Le rayonnement alpha est constitué de l'émission de particules alpha identiques au noyau d'hélium, soit l'assemblage de deux neutrons et de deux protons ($^{4}He^{+2}$). Ce sont des particules plutôt grosses et chargées (+2), se déplaçant lentement et ayant une faible capacité de pénétrer la matière. Par exemple, une particule alpha ne peut traverser que quelques centimètres d'air et peut être arrêtée par une feuille de papier. Le rayonnement bêta provient de la transformation d'un neutron du noyau en un proton et de l'émission concomitante d'un électron énergétique appelé particule bêta. Les particules bêta sont généralement plus rapides que les particules alpha. Elles peuvent traverser plusieurs mètres d'air et être arrêtées par une feuille d'aluminium ou quelques millimètres de verre.

Le rayonnement gamma est formé d'ondes électromagnétiques semblables aux rayons X. Il n'a ni charge ni masse. Le rayonnement gamma a un fort pouvoir de pénétration. Il traverse de grandes distances dans l'air et c'est pourquoi des matériaux très denses comme le plomb sont nécessaires pour l'arrêter.

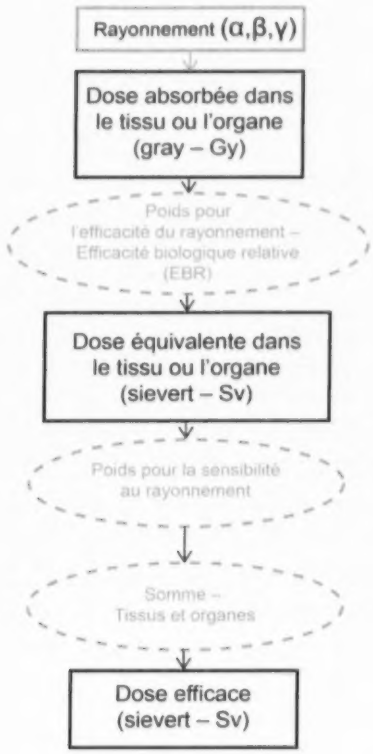
Ces types de rayonnement et leurs interactions caractéristiques avec la matière, plus particulièrement les tissus biologiques, seront présentés plus en détail dans la discussion sur les risques pour la santé posés par les radionucléides.

2.2 Calculs de dose

Lorsqu'une particule alpha ou bêta ou un photon gamma traversant une substance passe près d'un atome, il existe une possibilité d'interaction avec les électrons de l'atome. Bien que le processus exact varie d'un type de rayonnement à l'autre, cette interaction peut provoquer l'ionisation de l'atome.

À cause de leur charge et de leur masse élevées, les particules alpha créent une ionisation concentrée. Ce faisant, elles perdent rapidement de l'énergie et donc leur capacité de pénétrer la matière. Moins chargées et moins lourdes, les particules bêta causent une ionisation moins concentrée. Ces propriétés et leur grande vitesse expliquent pourquoi elles peuvent pénétrer plus loin dans la matière, bien que leur trajectoire soit moins linéaire à cause des déflexions causées par chaque interaction.

Figure 2 : Séquence des quantités de doses et facteurs modificatifs correspondants, et unités de mesure



Le comportement des rayons gamma qui n'ont ni masse ni charge est très différent. Ils peuvent passer près d'électrons sans les affecter jusqu'à ce que, par hasard, ils frappent des électrons, des atomes ou des noyaux. Ces collisions peuvent provoquer l'éjection de particules énergétiques comme les électrons. Ces particules chargées peuvent, à leur tour, produire une ionisation. Ainsi, les photons gamma peuvent pénétrer profondément étant donné la faible concentration d'ionisation qu'ils produisent alors qu'ils traversent la matière.

Dose : absorbée ⇒ équivalente ⇒ efficace

Lorsqu'un rayonnement pénètre de la matière, comme des tissus vivants, il y dépose de l'énergie. On appelle « dose » la quantité d'énergie déposée ou absorbée par l'exposition au rayonnement. Pour comprendre les effets des radionucléides sur la santé, il est nécessaire de comprendre les concepts fondamentaux du calcul des doses. Les calculs de dose du rayonnement sont fondés sur une séquence qui débute par la dose absorbée, passe à la dose équivalente pour finir par la dose efficace, comme le montre la figure 2.

Lorsque le rayonnement ionisant traverse un tissu, la structure des molécules peut être modifiée en cas d'ionisation des atomes qui les composent. Si cette molécule fait partie de la structure d'une cellule, cette dernière pourrait être endommagée. Si la molécule est un composant de la matière génétique d'une cellule (par ex., l'ADN), alors

le comportement ou le fonctionnement de la cellule pourraient être altérés.

On considère que l'effet sur un tissu sera proportionnel à la quantité d'énergie déposée. La dose absorbée est la quantité d'énergie du rayonnement (mesurée en joules) absorbée par kilogramme de matière. L'unité de dose absorbée dans le SI est le gray (Gy). Des doses absorbées égales n'auront pas nécessairement les mêmes effets biologiques. Par exemple, une dose absorbée de 0,1 Gy de rayonnement alpha est environ 20 fois plus nocive que la même dose absorbée de rayonnement bêta ou gamma.

On en tient compte en pondérant la dose absorbée par un facteur qui dépend du type de rayonnement (alpha, bêta ou gamma). Pour calculer la dose reçue par un tissu ou un organe, il faut multiplier la dose absorbée par le facteur de pondération pertinent, w_R, pour obtenir la dose équivalente qui est mesurée en sieverts (Sv). La dose équivalente globale reçue par un tissu ou un organe, H_T, est donnée par l'équation suivante :

$$= \sum_R w_R D_{T,R}$$

où $D_{T,R}$ est la dose absorbée moyenne pour le tissu T, de rayonnement R et w_R le facteur de pondération du rayonnement.

On peut donc prévoir qu'une dose équivalente de particules bêta de 1 Sv aura le même effet biologique qu'une dose équivalente de 1 Sv de particules alpha. Toutefois, la radiosensibilité des tissus à production d'un cancer peut varier. Par exemple, les gonades sont plus sensibles que la thyroïde. Ces différences de sensibilité des divers tissus à l'apparition d'un cancer doivent être prises en compte pour représenter le risque d'irradiation d'un organisme entier, comme un humain. On y parvient grâce au concept de dose efficace qui permet de pondérer la dose équivalente en fonction de la radiosensibilité de chaque tissu. Ces doses pondérées sont additionnées pour obtenir la dose au corps entier. L'équation suivante permet de calculer la dose efficace E :

$$E = \sum_T w_T H_T$$

où H_T est la dose équivalente reçue par un tissu ou un organe et w_T est le facteur de pondération pour le tissu ou l'organe.

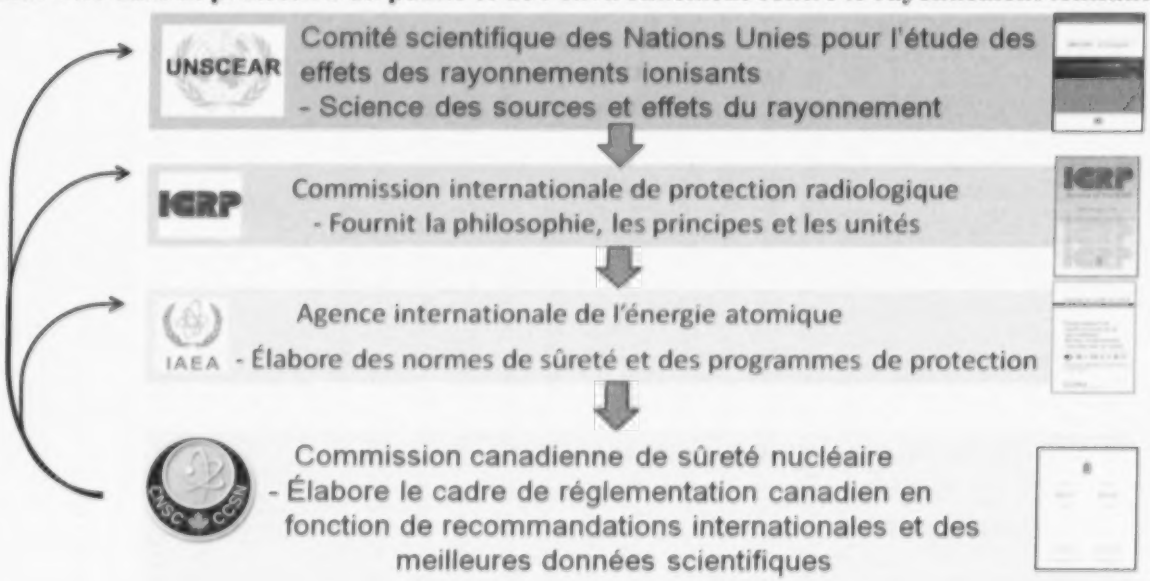
2.3 Le rayonnement et la santé : effets, normes et directives

Un réseau international d'organisations scientifiques et réglementaires se consacre à la protection des personnes et de l'environnement contre le rayonnement et les radionucléides (voir la figure 3). Ses fondements scientifiques sont fournis par le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR). Formé en 1955, ce Comité est l'autorité internationale indépendante officielle sur les sources et les effets du rayonnement ionisant. Il publie des rapports d'évaluation sur l'état des connaissances les plus récentes sur les sources de rayonnement et les risques que celles-ci peuvent poser sur la santé humaine et l'environnement. L'Académie des sciences des États-Unis joue un rôle semblable avec ses

évaluations périodiques sur les effets biologiques du rayonnement ionisant (la série « BEIR »), dont la dernière, le BEIR VII, remonte à 2006.

Les résultats scientifiques de l'UNSCEAR alimentent directement les activités de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) dont les objectifs sont la prévention du cancer et autres maladies et des effets découlant de l'exposition au rayonnement ionisant, ainsi que la protection de l'environnement. Le CIPR a créé, maintenu et développé le Système international de protection radiologique (SIPR), qui sert d'assise commune dans le monde entier aux normes, lois, directives, programmes et pratiques de radioprotection appliquées aux utilisations industrielles et médicales de la technologie et des substances nucléaires. Ce système de radioprotection est fondé sur la compréhension actuelle de la science de l'exposition au rayonnement et de ses effets, ainsi que sur des facteurs socioéconomiques. Le CIPR est une organisation internationale, indépendante et sans but lucratif formée de membres provenant d'environ trente pays sur six continents. Il est financé par des organisations ayant un intérêt dans la radioprotection. Son secrétariat scientifique est situé au Canada. Aux États-Unis, le National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) joue un rôle semblable au CIPR.

Figure 3 : Les organismes centraux en sciences du rayonnement et en sûreté radiologique et leur rôle dans la protection du public et de l'environnement contre le rayonnement ionisant



Dans cette chaîne, l'agence internationale suivante est l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Cet organisme des Nations-Unis élabore des normes de sûreté et des programmes de protection visant l'utilisation sécuritaire, sûre et pacifique des technologies nucléaires par les États membres. L'AIEA s'intéresse à un vaste éventail d'activités nucléaires civiles : l'exploitation des installations nucléaires, la production, le transport et l'utilisation de matières radioactives, et la gestion des déchets radioactifs.

Les normes de sûreté de l'AIEA paraissent sous la forme de trois séries de publications : Fondements de sûreté, Prescriptions de sûreté et Guides de sûreté. La première série établit l'objectif fondamental de sûreté et les principes de protection et de sûreté. La deuxième énonce les exigences qui doivent être satisfaites pour assurer la protection des personnes et de l'environnement, maintenant et à l'avenir (par ex. Normes de sûreté n° GSR Partie 3, *Radioprotection et sûreté des sources de rayonnements*, qui intègre le SIPR créé par le CIPR). Finalement, les Guides de sûreté donnent des recommandations et des conseils sur les façons de répondre à ces exigences.

La CCSN se fonde sur les informations données par ce réseau international pour élaborer le cadre de réglementation du Canada. À son tour, le gouvernement fédéral soutient les activités de ces organismes, auxquels s'ajoutent le personnel de réglementation et les scientifiques de la CCSN qui participent au travail de ces organisations.

Ces agences ont joué un rôle essentiel dans la production des cadres nationaux et internationaux de sciences de la radioprotection et la sûreté (voir la section 5).

2.3.1 Effets du rayonnement sur la santé humaine

« À ce jour, nos connaissances dans le domaine des sources et des effets du rayonnement sont plus complètes que pour la plupart des autres matières dangereuses et la communauté scientifique analyse et actualise constamment ses connaissances. » (Programme des Nations Unies pour l'Environnement 2016.) Après plus de 100 ans de recherches sur le rayonnement, nous comprenons très bien le lien entre l'exposition au rayonnement et les effets précis sur la santé. Au cours des récentes décennies, la science a fait des progrès importants dans la compréhension des mécanismes sous-jacents entre l'exposition et les effets (UNSCEAR 2015).

Cette compréhension résulte d'une grande variété de sources et d'études scientifiques. À un bout du spectre, on trouve des études sur des populations entières (les études épidémiologiques) qui s'étendent sur la durée de leur vie. Elles comprennent les études longitudinales des 86 500 survivants aux bombardements atomiques du Japon pendant la Seconde Guerre mondiale et les expositions professionnelles (accidentelles ou régulières), ainsi que les expositions accidentelles du public (par ex., Tchernobyl, Goiânia). Les études biomédicales traditionnelles en laboratoire sur des animaux, ou des cultures sur des cellules animales ou humaines se retrouvent à l'autre bout du spectre. Une source plus précise d'information biomédicale considérable est les études de l'utilisation répandue du rayonnement et des radionucléides en radiothérapie et en imagerie nucléaire.

Les effets du rayonnement peuvent généralement être catégorisés en effets déterministes ou stochastiques. Les effets déterministes surviennent lorsqu'une cellule reçoit une dose suffisamment élevée pour causer sa mort ou lui infliger des dommages irréparables. Les effets varient avec la dose de rayonnement et le type de tissu exposé et ils peuvent se manifester après quelques jours ou une année. Parmi ces effets on trouve une production réduite des cellules sanguines (~ 0,5 Gy), la stérilité (env. 3 à 6 Gy), des rougeurs et de brûlures cutanées (< 3 à 10 Gy), la perte de la muqueuse gastro-intestinale (env. 6 Gy) et, dans les cas extrêmes, la mort (> 1 Gy, bien que la probabilité de mortalité dépende de la disponibilité de soins médicaux et de

la dose reçue). Ces effets sont associés à une forte exposition au rayonnement. Aucun effet ne semble survenir si un certain seuil (env. 0,5 Gy) n'est pas dépassé. Une fois ce seuil franchi, la gravité des effets s'accroît en proportion de la dose reçue.

Les effets stochastiques découlent de la modification du matériel génétique d'une cellule qui ne lui est pas fatale. Si ces dommages ne sont pas correctement réparés, la mutation peut se propager dans les générations subséquentes de cellules. En fonction de la mutation, ces cellules pourraient ne pas avoir d'effet discernable sur la santé ou encore produire des cancers solides ou une leucémie dans les années qui suivent. Des études de l'exposition des animaux et des plantes à des doses modérées ou élevées ont démontré une hausse de la fréquence des maladies héritables découlant de l'exposition au rayonnement. Toutefois, ces hausses n'ont pas été démontrées chez les populations humaines exposées au rayonnement, quelle que soit la dose (UNSCEAR 2015). Alors que la probabilité de l'apparition d'un effet stochastique (par ex., un cancer) a été démontrée dans une population dépendait de la dose, la gravité des effets ne dépend pas de la dose. En outre, un long délai – ou temps de latence – de l'ordre de mois ou d'années est généralement requis entre l'exposition et l'apparition d'effets discernables sur la santé.

Le tableau 1 montre la classification de l'UNSCEAR pour l'exposition au rayonnement, en gammes générales de doses.

Tableau 1 : Classification de l'UNSCEAR des gammes générales de doses (au corps ou pour un organe ou un tissu entier) découlant de l'exposition, en plus du rayonnement naturel (tiré et modifié de l'UNEP 2016), avec des exemples

Gamme de doses	Dose absorbée	Exemples d'exposition avec leur dose efficace en Sv
Élevée	Supérieure à env. 1 Gy	Grave accident d'irradiation (par ex., les pompiers présents à Tchernobyl) • supérieure à 1 000 mSv
Modérée	Env. 100 mGy à 1 Gy	Récupérateurs à Tchernobyl après l'accident • dose moyenne consignée en 1986-1987 : 170 mSv/130 mSv
Basse	Env. 10 mGy à 100 mGy	Patient subissant plusieurs tomographies X par ordinateur • env. 10 à 100 mSv
Très basse	Moins de 10 mGy env.	Radiographie classique (par ex., rayons X) • env. 0,1 à 3 mSv

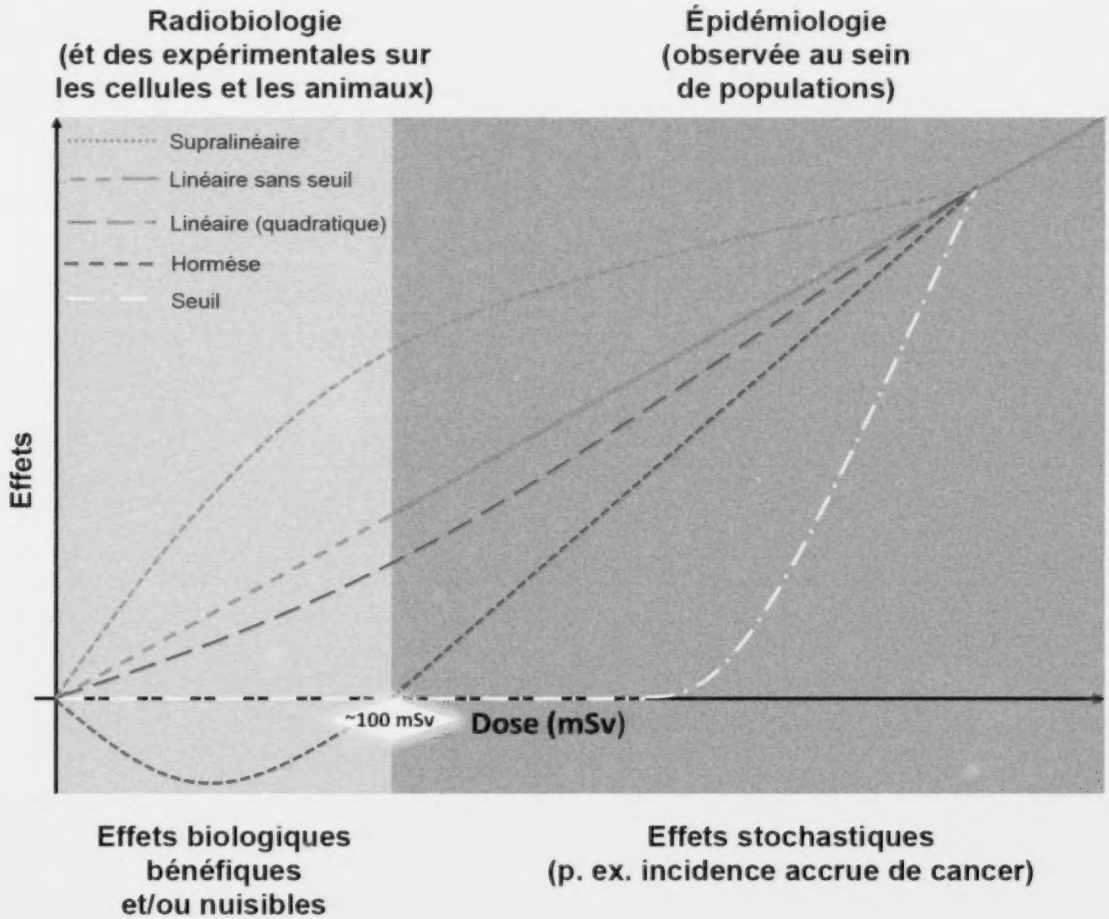
Puisque cette évaluation s'intéresse à l'intensité du rayonnement dans l'environnement et l'exposition du public et du biote non humain, elle s'intéresse aux expositions de la gamme « très basse ». Ainsi, seuls les effets stochastiques sont pertinents, et l'effet qui nous intéresse le plus est la possibilité accrue de risque de cancer.

Pour les doses inférieures à 100 mSv/an, l'incidence observée de cancer chez l'humain n'est pas statistiquement différente de zéro (Health Physics Society 2016). En d'autres mots, il est impossible, dans le cas des gammes basses et très basses typiques des expositions environnementale et professionnelle quotidiennes, de déterminer si ces expositions produisent

une hausse de l'incidence du cancer par rapport au taux naturel de cancer. En contrepartie, des études à l'échelle cellulaire ou moléculaire démontrent l'existence d'une réaction biologique (négative ou positive) aux doses basses et très basses de rayonnement. Les répercussions de ces réactions au niveau de tout l'organe, de la personne ou d'une population ne sont pas actuellement connues. Par mesure de précaution, il est donc nécessaire, aux fins de radioprotection, d'estimer mathématiquement le risque de cancer à ces faibles doses (moins de 100 mSv/an). Parmi les quatre modèles de dose proposés et montrés à la figure 4, la CIRP et le NCRP ont approuvé le modèle linéaire sans seuil, aux fins de la radioprotection.

Ce modèle extrapole le risque de cancer trouvé par des études épidémiologiques de populations exposées à des doses modérées et élevées, à des doses plus basses dont les effets ne peuvent être distingués de ceux du rayonnement naturel. Il suppose que la relation linéaire observée à des doses supérieures à 100 mSv/an se compare aux gammes des doses basses à très basses. En d'autres termes, le risque de cancer s'accroît proportionnellement au rayonnement.

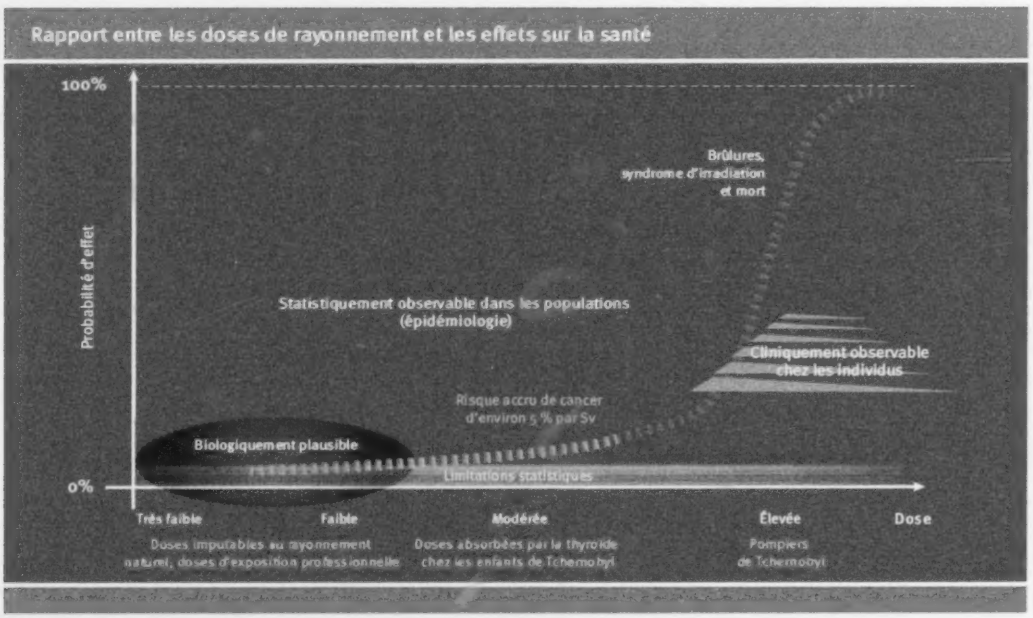
Figure 4 : Modèles proposés de réaction à l'exposition à une faible dose de rayonnement



Certaines personnes ont abusivement interprété l'adoption de ce modèle comme un appui à l'énoncé suivant : « Puisque l'on ne peut définir une concentration de radionucléides sûre aux fins de l'exposition, une très faible exposition peut donc être significative » (Association canadienne du droit de l'environnement 2016). L'utilisation du modèle linéaire sans seuil constitue l'application du principe de précaution dans les règlements et ne signifie pas que l'exposition à de faibles doses n'est pas sécuritaire.

Un résumé plus précis du risque posé par le rayonnement apparaît à la figure 5. À des doses inférieures à 100 mSv, les effets observés du rayonnement sur les humains ne sont pas différents de zéro d'un point de vue statistique (Health Physics Society 2016). Autrement dit, les effets sur la santé, tels que le cancer, sont biologiquement plausibles aux gammes de dose basse et très basse, mais toute hausse possible de carcinogenèse serait si petite qu'elle serait négligeable et impossible à discerner des taux naturels d'incidence de cancers. Il faut garder en tête l'information scientifique lorsque l'exposition due à l'environnement est évaluée. Cela est particulièrement important lorsque ces expositions sont inférieures à la limite de dose réglementaire de 1 mSv/an aux membres du public, et sont une petite fraction de l'exposition au rayonnement naturel ou aux irradiations subies aux fins de diagnostics médicaux.

Figure 5 : Représentation graphique de la probabilité d'effets sur la santé, en fonction des débits de dose (Source: UNEP 2016)



2.3.2 Normes de radioprotection et limites réglementaires

La plupart des organismes de réglementation internationaux, ainsi que la CCSN ont adopté les normes de radioprotection proposées par la CIPR. Les limites de dose de la CIPR et celles adoptées par le Canada sont dérivées de modèles fondés sur le modèle linéaire sans seuil, tel que recommandé par l'UNSCEAR. Le *Règlement sur la radioprotection* du Canada limite l'exposition des travailleurs du secteur nucléaire à une dose efficace maximale de 50 mSv/an et à moins de 100 mSv sur une période de cinq ans. La dose maximale pour les membres du public est de 1mSv/an. En plus de l'obligation de satisfaire à ces limites de dose, les installations nucléaires autorisées au Canada doivent conserver les doses aussi basses que l'on peut raisonnablement atteindre (principe ALARA) pour réduire davantage l'exposition. Il est important de se rappeler que lorsque l'on applique ces limites de dose, et en particulier la limite de dose pour les membres du public, qu'il s'agit des doses anthropogéniques et non des doses d'origine naturelle. Ainsi, ces doses s'ajoutent au rayonnement naturel.

Santé Canada a calculé ses recommandations sur la qualité de l'eau potable (Santé Canada 2009) de manière à ce que la consommation quotidienne de deux litres d'eau pendant un an se traduise par une dose efficace de 0,1 mSv pour chaque radionucléide considéré. Les concentrations maximales autorisées résultantes sont disponibles pour un éventail de radionucléides et elles sont utilisées dans cette évaluation. Puisque la toxicité chimique de l'uranium est supérieure à sa toxicité radiologique, nous avons appliqué dans cette évaluation la directive de 20 µg/L pour l'uranium total.

La CCSN exige des installations autorisées qu'elles calculent les doses annuelles reçues par les membres du public en utilisant les données de leurs rejets et les résultats des programmes de surveillance de l'environnement pour plusieurs voies d'exposition. Elles sont calculées en utilisant les méthodes approuvées par la CCSN fondées sur les méthodes présentées dans la Norme N288.1-F12, *Guide de calcul des limites opérationnelles dérivées de matières radioactives dans les effluents gazeux et liquides durant l'exploitation normale des installations nucléaires* (CSA 2014a) de l'Association canadienne de normalisation (CSA). Les doses de rayonnement occasionnées par les activités et installations nucléaires doivent être inférieures à la limite de dose du public de 1 mSv/an.

La CCSN a produit des critères simplifiés pour des milieux environnementaux uniques qui sont utilisés par le Programme indépendant de surveillance environnementale (PISE) de la CCSN pour dépister les concentrations de radioactivité causée par des radionucléides dans un seul milieu d'échantillonnage. Dans ce rapport, nous utiliserons le seuil de dépistage de la CCSN pour la consommation de poissons. L'annexe A présente la dérivation de la méthode.

2.3.3 Radioprotection du biote non humain

La radioécologie a fait d'immenses progrès depuis les années 1990. Les normes réglementaires et les directives de protection de l'environnement relativement à l'exposition du biote non humain aux radionucléides ont progressé en parallèle. Certaines incertitudes de nature académique demeurent, mais l'on peut maintenant faire avec confiance des déclarations relativement à l'absence d'effets importants sur les populations ou les écosystèmes occasionnés par les faibles concentrations de radionucléides découlant de l'exploitation des installations

nucléaires canadiennes. Des preuves plus récentes produites par la surveillance sur place après les accidents nucléaires de Tchernobyl et de Fukushima ont aussi jeté un éclairage sur la question de l'apparition d'effets à grande échelle à des concentrations élevées de contamination. Les preuves d'effets à l'échelle des populations restent faibles.

La plupart des grands progrès scientifiques de la radioprotection du biote non humain proviennent de plusieurs projets multidisciplinaires entrepris en 2000 : notamment FASSETT (cadre d'évaluation de l'impact sur l'environnement), ERICA (risque environnemental des contaminants ionisants : évaluation et gestion), PROTECT (protection de l'environnement du rayonnement ionisant dans un contexte réglementaire), STAR (stratégie pour une radioécologie associée) et COMET (Coordination et adoption d'un instrument paneuropéen de radioécologie). Ces grands projets continuent à contribuer grandement aux publications scientifiques. En parallèle, la CIRP a formé le Comité 5 (Larsson 2016) pour donner des avis sur un système complet de protection environnementale pour le biote. Les résultats de ces travaux sont graduellement mis en application. Certains pays – les États-Unis, le Canada et le Royaume-Uni par exemple – ont également élaboré des approches nationales et continuent à raffiner les méthodes d'évaluation des risques pour l'environnement. Les outils et bases de données nécessaires pour réaliser ces évaluations sont actuellement très complexes et raffinés. Ils comportent des logiciels de modélisation de dose (par ex., ERICA de l'Union européenne et RESRAD-BIOTA des États-Unis), et tiennent compte du *Handbook of Parameter Values* de l'AIEA (AIEA 2014a) et des directives canadiennes comme les normes de la CSA N288.1 (CSA 2014a) et N288.6, *Évaluation des risques environnementaux aux installations nucléaires de catégorie I et aux mines et usines de concentration d'uranium* (CSA 2012).

Le Canada est le premier pays à avoir intégré directement la protection de l'environnement à sa législation nucléaire, et ce, en 2000 dans la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* (LSRN). Ce principe est actuellement intégré dans tous les règlements, documents et normes réglementaires associés dans le cadre de réglementation de la CCSN. L'Association canadienne de l'environnement a produit une série de normes de protection de l'environnement contre les substances (la série N288) qui ont été intégrées dans les documents d'application de la réglementation et les permis de la CCSN. De même, l'AIEA a activement facilité la collaboration internationale en science et en modélisation, grâce à ses projets pluriannuels sur la modélisation environnementale pour la sûreté radiologique ainsi que sur la modélisation et sur les données aux fins de l'évaluation des effets radiologiques. Grâce à ces progrès importants, la protection environnementale du biote non humain est une exigence fondamentale de différents gouvernements pour le secteur nucléaire (par ex., l'agence environnementale du Royaume-Uni) et elle a été intégrée dans les Normes fondamentales internationales de l'AIEA (AIEA 2014b) et du Conseil de l'Union européenne (CUE 2013). Jusqu'à maintenant, le Canada est le seul pays où les doses de rayonnement au biote non humain et les risques radiologiques pour ces organismes sont utilisés pour la prise de décision par l'organisme de réglementation nucléaire.

Dans l'ensemble, on en connaît beaucoup sur les effets prévus dans différentes circonstances et sur la manière de gérer les effets des installations en exploitation pour réduire au minimum toute répercussion possible.

Les valeurs précises de référence des doses radiologiques pour l'examen préalable sont indiquées à la section 4 qui présente une évaluation préalable générique pour le biote aquatique des Grands Lacs.

3.0 Les radionucléides dans les Grands Lacs

Les radionucléides dans les Grands Lacs peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Les radionucléides d'origine naturelle sont constitués de radionucléides appartenant à deux catégories principales : les radionucléides cosmogéniques (c.-à-d. issus de l'interaction entre le rayonnement cosmique et les noyaux présents dans l'atmosphère) et les radionucléides terrestres (c.-à-d. ceux présents dans la croûte terrestre et dans tous les autres milieux de l'environnement terrestre). Ces derniers sont constitués de radionucléides sans chaîne dont la période est du même ordre que l'âge de la Terre ou de radionucléides qui sont des produits de filiation de trois chaînes d'éléments radioactifs, soit l'uranium 238, le thorium 232 et l'uranium 235.

Les sources anthropiques de radionucléides des Grands Lacs peuvent provenir de retombées d'essais d'armes nucléaires ou d'activités industrielles. Certaines activités industrielles peuvent faire augmenter les rejets de radionucléides naturels. Parmi les facteurs contribuant à ce phénomène, les plus importants sont l'industrie de l'extraction des ressources (p. ex., le pétrole et le gaz, le charbon, le phosphate et l'uranium), le raffinage et la conversion de l'uranium, et la production d'énergie thermique à partir du charbon. D'autres activités nucléaires, par exemple la production électrique nucléaire et la médecine nucléaire, créent des rejets de radionucléides anthropiques.

3.1 Le rayonnement naturel de fond et les retombées d'essais nucléaires

Dans le monde, les principaux radionucléides cosmogéniques contributeurs de doses sont le carbone 14, le sodium 22, le béryllium 7 et le tritium. De ceux-ci, le carbone 14 et le tritium sont jugés du plus grand intérêt pour les Grands Lacs, car les rejets anthropiques provenant des essais d'armes nucléaires et des centrales nucléaires peuvent faire augmenter les concentrations de radioactivité naturelle. Le tritium est le plus pertinent, car il compte pour plus de 99 % de la radioactivité rejetée par les réacteurs CANDU canadiens.

Depuis 1959, Santé Canada exploite un réseau de stations partout au Canada pour surveiller les niveaux de radioactivité dans l'environnement. Initialement, le réseau avait pour but de mesurer les retombées radioactives des essais intensifs d'armes nucléaires pendant la Guerre froide. Étant donné la croissance de l'énergie nucléaire au Canada dans les années 1970, le réseau a été agrandi pour surveiller aussi les niveaux de radioactivité à proximité des centrales nucléaires. Cette surveillance se poursuit aujourd'hui (voir la section 5.3.3).

Malgré la hausse de la radioactivité « d'origine civile » après les années 1970, notamment les accidents de Tchernobyl et de Fukushima, l'utilisation et les essais d'armes nucléaires dans le passé dominent toujours la radioactivité anthropique totale présente dans l'environnement (Santé Canada 2015). La figure 6 illustre l'importance des essais de bombes sur l'exposition atmosphérique. La concentration de césium 137 dans l'atmosphère a connu son apogée au début des années 1960. Comparativement aux rejets des bombes, l'exploitation de centrales nucléaires

et les accidents de Tchernobyl et de Fukushima ont eu très peu d'incidence sur l'intensité de la radioactivité atmosphérique en Amérique du Nord.

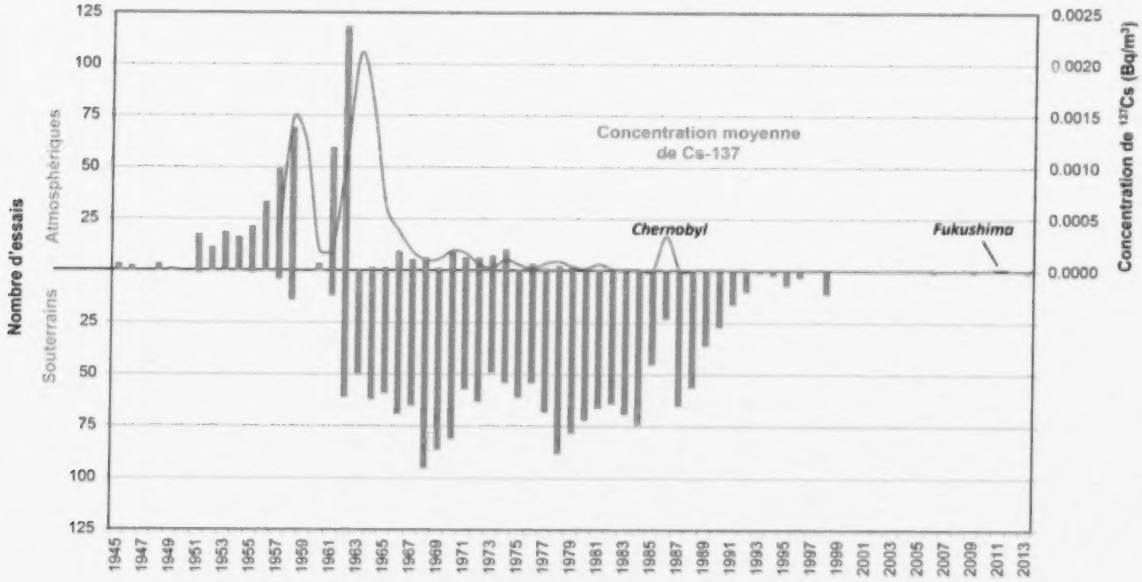
La surveillance systématique de l'eau des Grands Lacs pour y détecter la présence de radionucléides sous l'égide de l'AQEGL a commencé en 1973. Cette surveillance était concentrée sur les radionucléides liés aux essais d'armes nucléaires et sur les rejets de centrales nucléaires. Parmi les radionucléides sélectionnés, on comptait le plutonium 239, le plutonium 240, le strontium, le tritium et le césium. De nombreux articles et rapports publiés par les organismes provinciaux ou fédéraux canadiens et par les organismes d'État ou fédéraux des États-Unis (CMI 1983), l'industrie de la production d'électricité nucléaire (Ontario Hydro 1987) et des universitaires ont été examinés et résumés par Joshi (1991). Ces études confirment la présence de radionucléides dans le bassin des Grands Lacs provenant d'un mélange de sources anthropiques naturelles (cosmogéniques et terrestres).

Des études démontrent que, pour la plupart des radionucléides anthropiques, les concentrations actuelles dans les Grands Lacs sont plus basses que celles correspondant aux sommets atteints dans les années 1960. Cette tendance existe en dépit de la mise en service du parc de centrales nucléaires du Canada dans les années 1970. Autrement dit, les concentrations de radionucléides dans les Grands Lacs ont diminué pendant la période d'exploitation active des centrales nucléaires canadiennes. Pour illustrer cette baisse, on a comparé les niveaux de radioactivité des années 1970, période influencée par le pic des essais de bombes atmosphériques, et ceux trouvés par les activités de surveillance pendant les années 1980, soit la période postérieure aux essais de bombes atmosphériques (voir le tableau 2).

Tableau 2 : Radionucléides de source anthropique dans les Grands Lacs (en Bq/L) en 1973 et en 1981 (Joshi 1991, avec modification)

Lieu	Césium 137		Plutonium 239, 240		Strontium 90		Tritium	
	1973	1981	1973	1981	1973	1981	1973	1981
Recommandations pour l'eau potable	**10**		**0,5**		**5**		**7000**	
Lac Ontario	0,0018	0,0008	0,00000024	0,00000017	0,0466	0,0247	11,1	13,5
Lac Érié	0,0008	0,0006	0,00000020	0,00000018	0,0407	0,0235	12,6	8,5
Lac Huron	0,0015	0,0012	0,00000062	0,00000048	0,0318	0,0226	–	10,6
Lac Michigan	0,0018	0,0012	0,00000077	0,00000044	0,0305	0,0171	8–	7,4
Lac Supérieur	0,0028	0,0017	0,00000022	–	0,0194	0,0163	11,1	6,7

Figure 6 : Effet des essais de bombes nucléaires sur les concentrations atmosphériques moyennes (en Bq/m^3) de césium 137 en Amérique du Nord (données simplifiées à partir de Santé Canada 2015)



Entre ces deux périodes d'échantillonnage, l'activité de la plupart des radionucléides a diminué de 2 à 5 % par année (Joshi 1991). Initialement, l'activité d'autres radionucléides anthropiques de courte vie (p. ex., le cérium 144 dont la période est de 284 jours et l'antimoine 125 dont la période est de 2,8 années) a été détectée à des niveaux extrêmement faibles et on s'attendait à ce qu'elle diminue au fil du temps, surtout en raison de la réduction des retombées radioactives après l'interdiction en 1963 des essais atmosphériques d'armes nucléaires (Joshi 1991). En effet, l'échantillonnage réalisé par Baweja et coll. (1987) de 1981 à 1984 dans la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent a révélé de faibles concentrations de tritium (moyenne d'env. 5 à 8 Bq/L) probablement attribuables à l'effet de dilution du lac entier, tandis que celles d'antimoine 125 (Sb 125) étaient en moyenne inférieures ou équivalentes au seuil de détection en raison de la dilution et de la courte période de cet élément.

Baweja et coll. (1987) et Joshi (1991) ont conclu que les concentrations de radionucléides dans les eaux des Grands Lacs étaient faibles. Ils ont aussi constaté que les doses radiologiques causées par l'ingestion des eaux de surface étaient inférieures à la dose de 10 µSv/an stipulée par l'AQEGL à l'époque.

Retombées de tritium et rejets de réacteurs CANDU

Les ensembles de données historiques et actuelles indiquent que, dans les Grands Lacs, le tritium est le radionucléide qui dépend le plus des sources anthropiques (les retombées d'essais d'armes nucléaires et les réacteurs CANDU).

La figure 7 présente les concentrations moyennes de tritium à la grandeur des lacs, compilées depuis différentes sources de 1953 à 1997, ainsi que les résultats des campagnes d'échantillonnage les plus récentes, réalisées en 2008 en collaboration avec le Centre canadien des eaux intérieures (King-Sharp 2009), lequel est responsable de la gestion des données et du soutien sur le terrain du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada. Comme en font état les travaux de Joshi (1991), on observe une crête des concentrations maximales de tritium dans tous les Grands Lacs avant la mise en service des centrales nucléaires du Canada et, depuis, les concentrations de tritium ont diminué continuellement en dépit de l'exploitation de ces centrales.

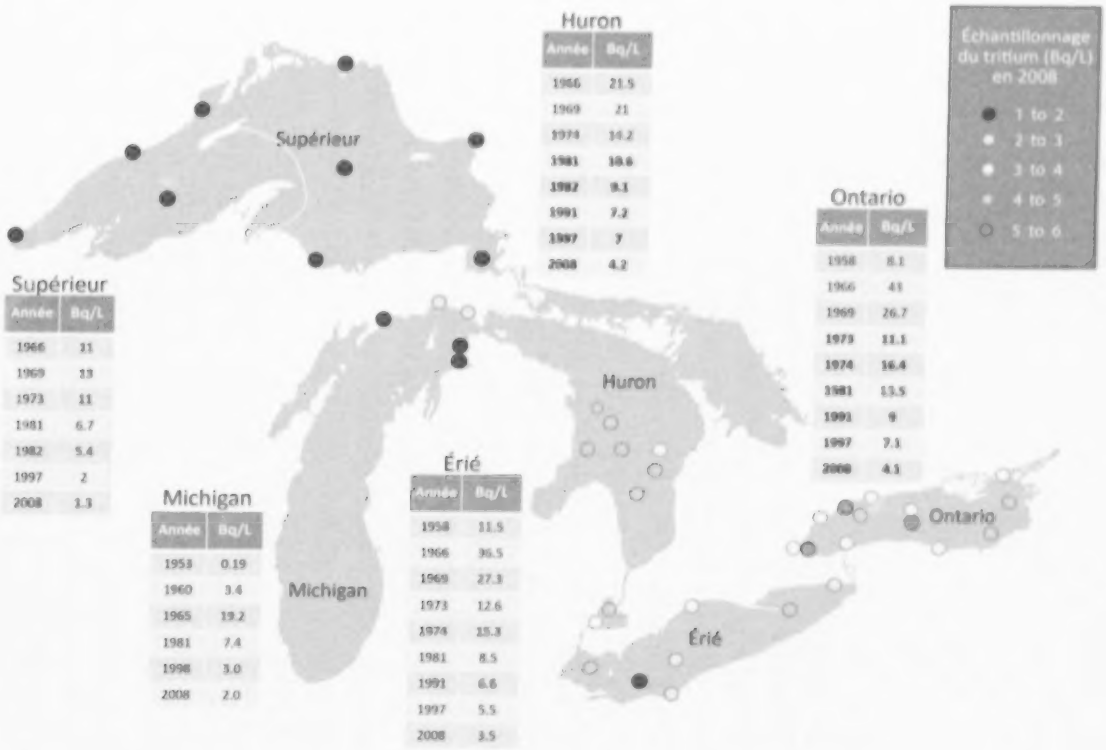
L'objectif du Modèle du tritium dans les Grands Lacs établi pour faciliter le calcul des doses d'exposition de la population liées aux centrales nucléaires canadiennes autorisées (Klukas 1999, King-Sharp 2009) était de déterminer la proportion relative du rayonnement naturel de fond, du rayonnement issu des essais de bombes dans l'atmosphère et des retombées des réacteurs CANDU dans les Grands Lacs.

Le modèle a été élaboré à partir de la compilation des données de surveillance historique qui a commencé en 1958 et de campagnes périodiques d'échantillonnage menées pour mettre le modèle à jour et à l'essai. Les prévisions modélisées ont été mises à l'essai et comparées aux sondages de l'ensemble des Grands Lacs effectués en 1991, en 1997 et en 2008. Le modèle a bien fonctionné, et le rapport des concentrations de tritium prévues et de celles qui ont été mesurées était de 1,35, de 1,15 et de 1,1 dans le lac Huron et de 1,14, de 1,11 et de 1,21 dans le lac Ontario. Les résultats du sondage de 2008 sont fidèles à cette tendance. Ils montrent un déclin net des concentrations moyennes de tritium à la largeur des Grands Lacs à la mesure de la désintégration du tritium provenant de l'armement, ce qui démasque une signature faible

(quelques becquerels), mais évidente, du lac Huron jusqu'au lac Ontario, associée surtout aux rejets d'effluents liquides provenant des réacteurs CANDU (voir la figure 7).

Le rendement du modèle – considéré comme étant relativement précis, malgré sa légère surévaluation – aide à prédire l'avenir de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. La figure 8 présente des prédictions modélisées de 1953 à 2038 pour le lac Huron et le lac Ontario. Les résultats montrent clairement ce que les mesures empiriques sur le terrain confirment, c.-à-d. que les niveaux de tritium aujourd'hui, en dehors de la proximité immédiate des points de rejet des centrales nucléaires, sont beaucoup plus faibles que ceux qui prévalaient des années 1960 aux années 1990 malgré l'apport des centrales CANDU. Les projections réalisées pour 2038 montrent que la contribution relative des rejets de centrales CANDU aura augmenté puisque les retombées des bombes nucléaires auront continué à s'affaiblir en raison de la désintégration. Les concentrations totales devraient se stabiliser et se situer à environ 5 Bq/L aux alentours de l'an 2000 et par la suite. Les résultats sont corroborés par le programme de surveillance de l'approvisionnement en eau potable de l'Ontario (voir la section 5.3.2) et les programmes de référence des centrales nucléaires pour la surveillance des eaux de surface (voir la section 3.2.4). La compilation de ces données de surveillance donne des concentrations moyennes de tritium de 3,1 Bq/L (± 0,087 SD), la valeur maximale enregistrée étant de 5,6 Bq/L.

Figure 7 : Concentrations moyennes historiques de tritium dans les Grands Lacs et les lieux d'échantillonnage de la campagne de surveillance à la grandeur des lacs de 2008. Les années en gras correspondent à des périodes où les réacteurs CANDU étaient en service sur le lac Huron et le lac Ontario (King-Sharp 2009 donne les références pour chacune des années d'échantillonnage)



Supérieur

Année	Bq/L
1966	11
1969	13
1973	11
1981	6.7
1982	5.4
1997	2
2008	1.3

Huron

Année	Bq/L
1966	21.5
1969	21
1974	14.2
1981	10.6
1982	9.1
1991	7.2
1997	7
2008	4.2

Ontario

Année	Bq/L
1958	8.1
1966	41
1969	26.7
1973	11.1
1974	16.4
1981	13.5
1991	9
1997	7.1
2008	4.1

Michigan

Année	Bq/L
1953	0.19
1960	3.4
1965	19.2
1981	7.4
1998	3.0
2008	2.0

Érié

Année	Bq/L
1958	11.5
1966	36.5
1969	27.3
1973	12.6
1974	15.3
1981	8.5
1991	6.6
1997	5.5
2008	3.5

Figure 8 : Prévisions des concentrations de tritium dans les lacs Huron et Ontario de 1953 à 2038 du Modèle du tritium dans les Grands Lacs, montrant la contribution relative de chaque source (adapté à partir de King-Sharp 2009)

En bref, la preuve montre que les niveaux de tritium ont continué à diminuer depuis les crêtes des années 1960 et malgré les rejets CANDU. D'après les modèles et les résultats actuels des programmes de surveillance de l'eau, on s'attend à ce que cette diminution se stabilise et que les concentrations s'élèvent à environ 5 Bq/L ou moins dans les lacs Ontario et Huron. Les résultats actuels de la surveillance le confirment.

Radionucléides terrestres

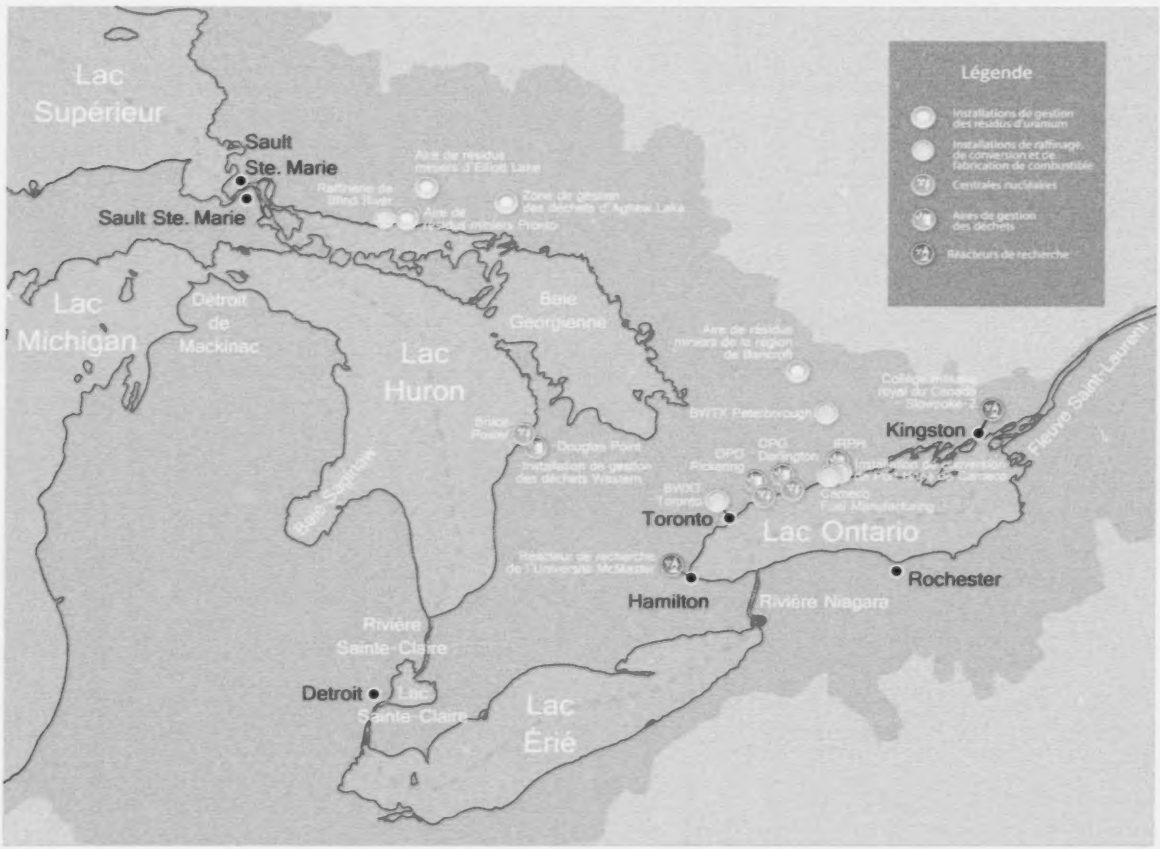
Les radionucléides terrestres comprennent les radionucléides primordiaux et les produits de filiation issus de la désintégration de trois chaînes d'éléments radioactifs : l'uranium 238, le thorium 232 et l'uranium 235. Partout dans le monde, les principaux facteurs contribuant à des doses de rayonnement naturel de fond sont le potassium 40 dans l'organisme qui totalise environ 0,17 mSv/an, et les radionucléides de la série de l'uranium 238 et du thorium 232, qui comptent pour environ 0,12 mSv/an (UNSCEAR 2010). Les radionucléides primordiaux les plus pertinents dans les Grands Lacs sont ceux de la série de l'uranium 238. Ceux-ci pénètrent dans les eaux de surface par l'altération atmosphérique et l'érosion des minéraux et des sols. Le phénomène peut être amplifié par les rejets provenant de sources nucléaires industrielles comme les mines et usines de concentration d'uranium, la gestion des résidus, le raffinage et la conversion de combustible, et les sources non nucléaires, par exemple les activités d'extraction de ressources

(p. ex. hydrocarbures, métaux, charbon et phosphates), et la production d'électricité par centrale thermique alimentée au charbon. Les concentrations dans l'environnement des radionucléides primordiaux liés au cycle du combustible nucléaire dans le bassin des Grands Lacs sont traitées à la section 3.2.

3.2 Sources industrielles

Un éventail d'activités anthropiques peut donner lieu à des rejets de radionucléides dans les Grands Lacs, notamment les activités industrielles, commerciales et médicales, et la recherche. Les activités liées au cycle du combustible nucléaire et à l'usage des substances engendrées par ce cycle sont réglementées au Canada par la CCSN. Les installations réglementées par la CCSN qui sont associées au bassin des Grands Lacs sont traitées dans cette section et énumérées dans la figure 9. Des cartes interactives montrant l'emplacement des installations nucléaires réglementées par la CCSN partout au Canada sont disponibles sur le site Web de la CCSN.

Figure 9 : Principales installations nucléaires réglementées par la CCSN dans le bassin des Grands Lacs



En raison de la surveillance réglementaire que la CCSN exerce sur les activités du cycle du combustible nucléaire, il existe beaucoup de données sur les rejets et les concentrations dans l'environnement des radionucléides les plus importants associés à ces activités. Les sections suivantes donnent un aperçu des différents types d'installations du cycle du combustible nucléaire réglementées par la CCSN et elles contiennent de l'information sommaire sur :

- le type d'installation
- l'emplacement de l'installation dans le bassin des Grands Lacs
- les principaux radionucléides d'intérêt
- les programmes de surveillance environnementale de l'installation
- les résultats de la surveillance et la comparaison avec les critères

Les installations qui détiennent un permis de la CCSN doivent avoir mis en place des programmes complets de protection de l'environnement, lesquels traitent les rejets de substances nucléaires (c.-à-d. les radionucléides) et dangereuses (p. ex., des produits chimiques) (voir la section 5.2.1 pour connaître les exigences réglementaires sur la protection de l'environnement). Ce document se limite aux éléments de surveillance radiologique associés aux Grands Lacs et aux eaux qui se déversent dans les Grands Lacs.

La section 3.2.8 aborde les activités non liées au cycle du combustible nucléaire, mais qui pourraient rejeter des radionucléides dans les Grands Lacs.

Pour en savoir plus sur les exigences en matière de conformité de la CCSN et les résultats des activités de surveillance, on peut consulter les rapports de surveillance réglementaire (RSR). Les RSR sont présentés à la Commission chaque année dans le cadre de réunions publiques où les interventions par écrit sont encouragées. La CCSN offre aussi de l'aide financière aux participants dont la demande est acceptée. Les RSR peuvent être consultés aux fins de commentaires avant les réunions de la Commission et les versions définitives sont affichées sur le site Web de la CCSN. Dans les sections suivantes, les liens aux RSR pertinents sont fournis.

Pour compléter ses activités de conformité, la CCSN a établi son Programme indépendant de surveillance de l'environnement (PISE) pour s'assurer que la population et l'environnement à proximité des installations nucléaires réglementées par la CCSN ne subissent aucun effet néfaste à cause des rejets dans l'environnement. Cette vérification est assurée grâce à l'échantillonnage et à l'analyse effectués de manière indépendante par la CCSN. Les résultats propres à chacune des installations sont disponibles sur le site Web de la CCSN. Des renseignements plus détaillés sur le PISE se trouvent à la section 5.2.2 qui porte sur la réglementation des activités nucléaires au Canada.

3.2.1 Mines et usine de concentration d'uranium

Le cycle du combustible nucléaire commence avec l'extraction et la concentration du minerai d'uranium. Toutes les mines et les usines de concentration d'uranium exploitées actuellement au Canada se trouvent dans le bassin d'Athabasca dans le nord de la Saskatchewan. Il n'y a aucun lien entre ce bassin et celui des Grands Lacs. Les RSR sur le sous-secteur des mines et des usines

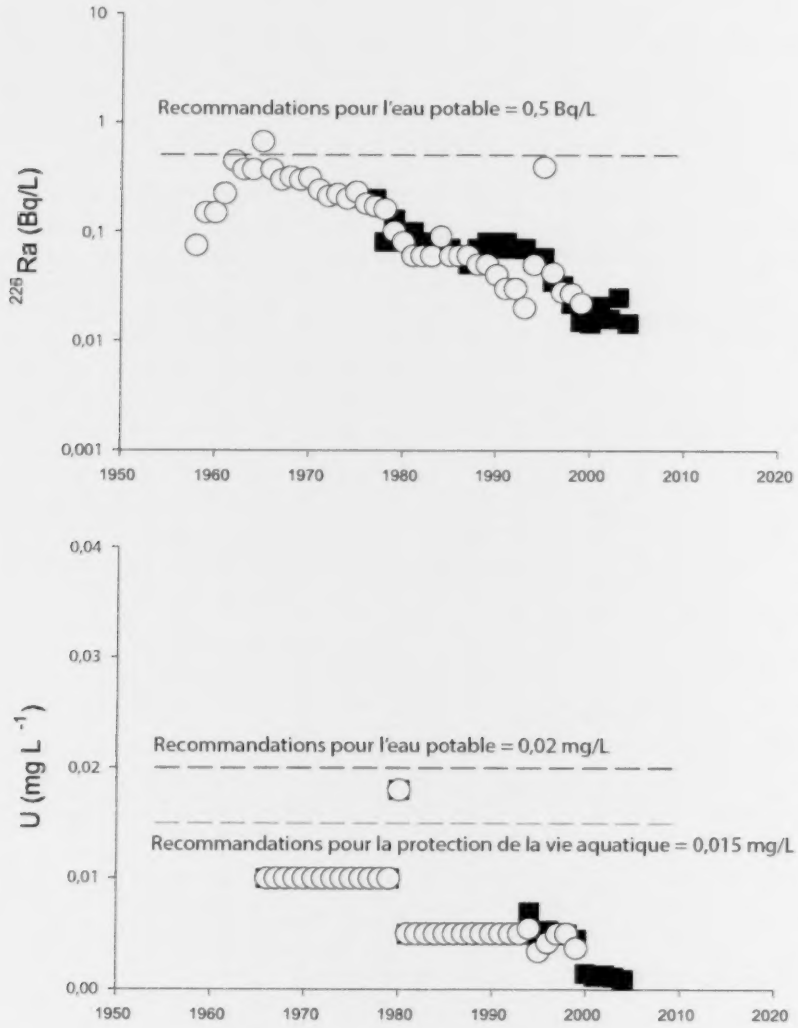
de concentration d'uranium sont disponibles sur le site Web de la CCSN. Par le passé, l'extraction minière et la concentration de l'uranium se déroulaient en Ontario, et la plupart de ces activités étaient concentrées dans la région d'Elliot Lake.

En effet, cette région a accueilli des activités d'extraction minière et de concentration d'uranium pendant environ 40 ans. La région contient maintenant 11 exploitations minières déclassées situées dans le bassin versant de la rivière Serpent. Les eaux de ce bassin versant s'écoulent ultimement dans le canal du Nord du lac Huron. Le programme de surveillance a été conçu pour évaluer la récupération de l'environnement d'accueil après le déclassement. Lancé en 1999, le programme a été conçu pour qu'il évolue en fonction des résultats de la surveillance. Il doit se rapporter à un groupe consultatif mixte de réglementation comptant des représentants de multiples organismes fédéraux et provinciaux. Le programme s'appliquait aux radionucléides de la série de l'uranium naturel (c.-à-d., la série de l'uranium 238) et aux métaux lourds.

L'élément du programme de surveillance le plus pertinent pour cette évaluation est celui de la qualité de l'eau de l'effluent le plus proche du lac Huron. La figure 10 présente les résultats des deux stations situées dans le cours inférieur de la rivière Serpent avec une importante quantité de données historiques. Les répercussions des pratiques minières du passé sur la qualité de l'eau étaient évidentes au début des années 1960. En effet, à l'époque, les taux de radium 226 avaient tellement augmenté qu'ils ont dépassé pendant une courte période les directives sur la qualité de l'eau potable d'aujourd'hui. Les niveaux d'activité depuis cette crête sont demeurés sous le seuil recommandé actuellement pour l'eau potable et ont constamment diminué au fil du temps pour revenir aux concentrations de fond. En aucun temps, les concentrations d'uranium à ces endroits n'ont dépassé les recommandations pour l'eau potable ni celles pour la protection de la vie aquatique, et les concentrations se situent maintenant au rayonnement naturel de fond.

Selon ces résultats, il est évident que les activités d'Elliot Lake n'ont peu sinon pas d'incidence sur l'activité des radionucléides dans le lac Huron. Joshi (1991) est arrivé à une conclusion semblable à partir des activités de surveillance de la province de l'Ontario. Par conséquent, ce rapport ne reviendra pas sur ce point.

Figure 10 : Évolution temporelle de la concentration de radium 226 (^{226}Ra) et de l'uranium total (U) dans les eaux de la rivière Serpent à l'intersection de l'Autoroute 17[1] (cercles) et plus loin en amont, au lac McCarthy[2] (carrés)



[1] L'échantillonnage a cessé en 1999, car la teneur en U et en ^{226}Ra était inférieure aux recommandations fédérales pour l'eau potable.

[2] L'échantillonnage a cessé en 2004, car la teneur en U et en ^{226}Ra était inférieure aux recommandations fédérales pour l'eau potable.

3.2.2 Raffinage et conversion

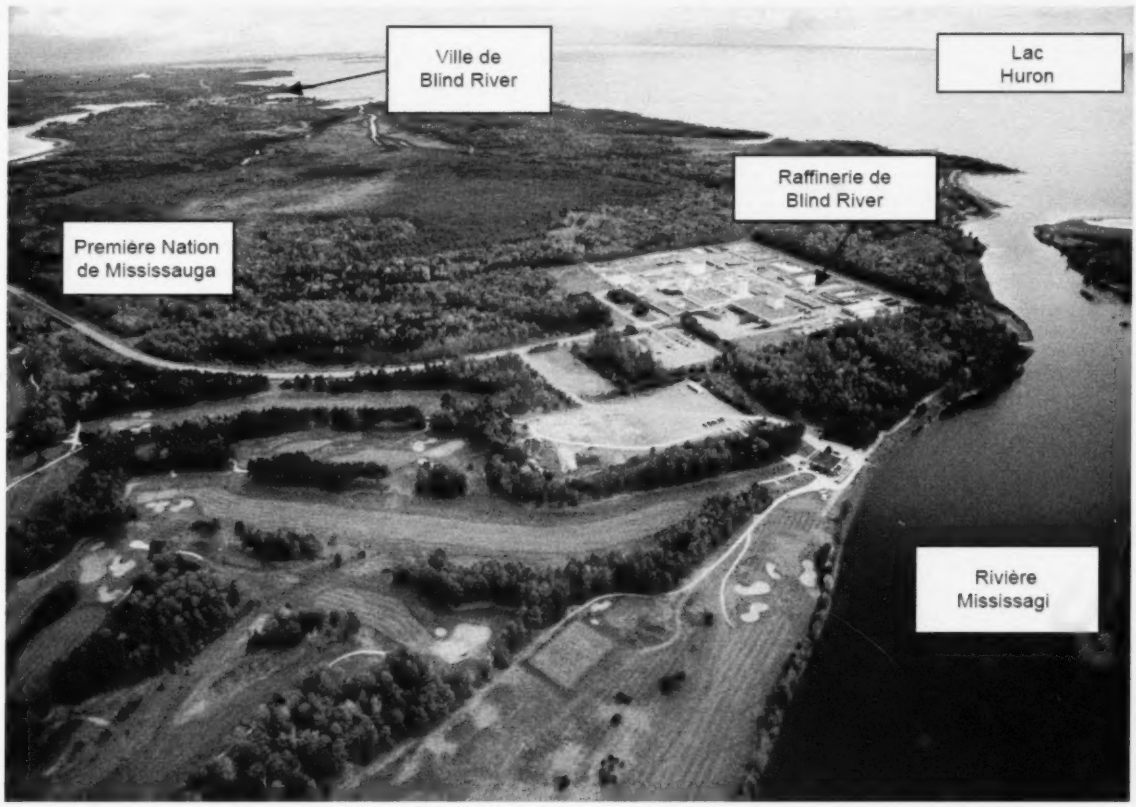
L'étape suivante dans le cycle du combustible nucléaire consiste à raffiner et à convertir l'uranium. Deux installations de raffinage et de conversion sont situées en territoire canadien dans le bassin des Grands Lacs, soit la raffinerie de Blind River (RBR) et l'Installation de conversion de Port Hope (ICPH). La première étape du processus canadien de raffinage et de conversion a lieu à la RBR. Les matières sont transportées de la RBR à l'ICPH où elles reçoivent la suite du processus de traitement.

Les résultats pour ces deux installations sont présentés à la Commission dans le cadre du Rapport de surveillance réglementaire des centrales nucléaires au Canada.

Raffinerie de Blind River

La RBR se trouve à l'est de la ville de Blind River sur le bord du chenal du Nord du lac Huron. L'installation borde le lac Huron au sud et la rivière Mississagi à l'ouest (voir la figure 11).

Figure 11 : Vue aérienne de la raffinerie de Blind River située au bord de la baie Georgienne du lac Huron



Le processus de raffinage et de conversion commence à la RBR qui reçoit du concentré d'uranium (p. ex., concentré d'oxyde d'uranium provenant des usines de concentration d'uranium) et de faibles quantités de rebuts contenant de l'uranium naturel, par exemple le dioxyde d'uranium et l'uranium métallique naturel. Le processus consiste à séparer l'uranium et les impuretés par une série de procédés chimiques pour produire du trioxyde d'uranium (UO_3) très pur. L'UO_3 est acheminé à l'ICPH pour y être traité davantage.

Les responsables de la RBR présentent à la CCSN des rapports trimestriels et annuels de conformité et de rendement. Ces rapports contiennent les résultats de leur programme de surveillance de l'environnement. Ces rapports (en anglais) sont accessibles sur la page Web de la société Cameco.

Le programme de surveillance des émissions et des effluents de la RBR contrôle les rejets atmosphériques et les déversements dans les eaux de surface. Le programme de surveillance de l'environnement récepteur porte sur les eaux souterraines, les eaux de surface, l'air ambiant et les sols. Seuls les résultats du programme de surveillance environnementale des radionucléides liés à des rejets dans le lac Huron sont résumés ici.

L'uranium est le principal radionucléide d'intérêt associé à cette installation. La plupart des produits de désintégration du minerai d'uranium sont retenus à même les résidus miniers gérés dans les sites d'usines de concentration d'uranium. Par conséquent, la surveillance est surtout axée sur l'uranium et le radium 226. Les effluents de procédés qui ont subi un traitement sont déversés au large dans le canal du Nord du lac Huron grâce à un diffuseur. Le tableau 3 résume les résultats des échantillons d'eau du lac Huron prélevés à une station d'échantillonnage près du diffuseur.

Tableau 3 : Valeurs annuelles moyennes et maximales d'uranium et de radium 226 dans les échantillons d'eau du lac Huron prélevés pour la raffinerie de Blind River de 2006 à 2015 (la valeur de la limite de détection de la méthode [LDM] est affichée lorsque la valeur mesurée était inférieure à la LDM)

Année	Uranium (µg/L)		Radium 226 (Bq/L)	
	Moyenne annuelle	Maximum annuel	Moyenne annuelle	Maximum annuel
Recommandations	Eau potable : 20 Protection de la vie aquatique : 15		Eau potable : 0,5	
2006	0,22	0,31	< 0,005	0,006
2007	0,2	0,28	< 0,005	< 0,005
2008	0,51	< 0,9	0,0006	0,008
2009	0,21	0,21	< 0,005	< 0,005
2010	3,1	8,9	< 0,008	0,02
2011	0,4	0,5	0,006	0,007
2012	0,2	0,3	< 0,005	< 0,005
2013	0,4	0,6	< 0,005	< 0,005
2014	< 0,2	< 0,2	< 0,005	< 0,005
2015	0,2	0,4	< 0,005	< 0,005

Les concentrations d'uranium et de radium 226 ont toujours été largement inférieures aux recommandations respectives pour l'eau potable et largement inférieures aux seuils établis pour la protection de la vie aquatique. Ces résultats indiquent l'absence de répercussions sur les Grands Lacs de cette installation bien réglementée.

Installation de conversion de Port Hope

L'ICPH est située sur la rive nord du lac Ontario, dans la municipalité de Port Hope, en Ontario. L'installation borde le lac Ontario au sud et, à l'est, le port de Port Hope. L'ICPH reçoit du trioxyde d'uranium (UO_3) pour le convertir en hexafluorure d'uranium (UF_6) ou en dioxyde d'uranium (UO_2). L'UO_2 sert à fabriquer le combustible des centrales nucléaires au Canada tandis que l'UF_6 est exporté pour la fabrication de combustible pour les réacteurs à eau légère partout dans le monde.

Figure 12 : Vue aérienne du port et de l'Installation de conversion de Port Hope

Le permis de l'ICPH exige la surveillance des rejets de matières radioactives et non radioactives dans l'environnement (c.-à-d. dans l'air, l'eau, les égouts et les déchets). Cette installation est aussi astreinte à une surveillance environnementale exhaustive. Encore là, l'uranium et le radium 226 sont les radionucléides d'intérêt, car les produits de filiation issus de la désintégration ont été retirés le long de la chaîne de traitement (p. ex., pendant les procédés de concentration et de raffinage). Par le passé, les eaux de ces procédés étaient rejetées dans le port, mais ces rejets ont cessé en 2007. Un évaporateur a été installé dans le système de traitement. Même si les eaux de procédés ne sont plus rejetées dans le port, la surveillance du port s'est

poursuivie afin que l'effet des sources indirectes et des sources historiques qui persistent dans les eaux souterraines contaminées, les égouts pluviaux et le reflux provenant de sédiments contaminés (voir la section 3.2.5 qui traite des sédiments historiques contaminés dans le port) puisse être évalué. Le tableau 4 présente les valeurs annuelles moyennes et maximales d'uranium signalées de 2006 à 2015.

Tableau 4 : Valeurs annuelles moyennes et maximales d'uranium dans les eaux du port de Port Hope de 2006 à 2015

Année	Moyenne annuelle (µg/L)	Maximum annuel (µg/L)
Recommandations	Eau potable : 20 Protection de la vie aquatique : 15	
2006	5,5	16
2007	5,4	14
2008	6,5	21
2009	5,5	16
2010	4,4	21
2011	4,1	9,2
2012	3,7	10
2013	3,3	8,3
2014	3,3	7,6
2015	2,9	6,6

Malgré la contamination historique, les concentrations annuelles moyennes d'uranium dans le port sont restées inférieures aux recommandations pour l'eau potable et la protection de la vie aquatique et une tendance à la baisse demeure évidente. Même les valeurs maximales sont demeurées inférieures aux recommandations depuis 2011. Toutefois, il y a lieu de noter que l'on ne puise pas d'eau potable dans le port. Avec le retrait prévu des principaux termes sources (les sédiments contaminés) qui sera effectué par l'Initiative dans la région de Port Hope, on peut s'attendre à ce que la concentration d'uranium dans les eaux du port diminue encore (voir la section 3.2.5).

Le radium 226 a également été surveillé à la grandeur du port et dans son chenal d'accès. La teneur dans la plupart des échantillons était inférieure au seuil de détection analytique, qui était de 0,05 Bq/L jusqu'en 2014 et qui a été abaissé à 0,01 Bq/L en 2015. La valeur maximale mesurée de 0,1 Bq/L provient d'un échantillon unique prélevé en 2014 juste au-dessus du sédiment. Ainsi, la concentration de radium 226 dans les eaux du port de Port Hope a invariablement été inférieure aux recommandations pour l'eau potable depuis dix ans malgré la contamination historique des sédiments. En résumé, l'ICPH ne nuit pas à la qualité des eaux des Grands Lacs.

3.2.3 Fabrication de combustible

Dans les installations de fabrication de combustible, la poudre d'UO_2 est compressée pour former des petits cylindres appelés pastilles. Celles-ci sont cuites à haute température pour en accroître la solidité et la densité et sont ensuite taillées à des dimensions précises et uniformes.

Les pastilles sont alors chargées dans des gaines en alliage de zirconium rassemblées en faisceau pour former les grappes cylindriques de combustible.

Le Canada compte trois installations de fabrication de combustible : les deux installations de BWXT Nuclear Energy Canada Inc. (anciennement GE Hitachi Nuclear Energy Inc.) à Peterborough et à Toronto, et l'installation de Cameco Fuel Manufacturing Inc. à Port Hope. Les installations de BWXT ne sont pas en bordure des Grands Lacs.

Cameco Fuel Manufacturing est situé près du lac Ontario, mais ne déverse aucun effluent liquide directement dans le lac. Comme l'ICPH, Cameco Fuel Manufacturing est autorisé à déverser de petites quantités d'uranium sous forme liquide dans les égouts municipaux. Ces rejets se rendent à l'usine de traitement des eaux usées de la municipalité avant qu'ils ne soient déversés par diffuseur au large dans le lac Ontario.

3.2.4 Centrales nucléaires

Toutes les centrales nucléaires au Canada sont dotées de réacteurs CANDU. Ces réacteurs à eau lourde sous pression utilisent l'uranium naturel comme combustible et l'eau lourde comme caloporteur et modérateur. Dans le cœur des réacteurs, la fission nucléaire chauffe l'eau lourde. Un échangeur de chaleur transfère la chaleur de l'eau lourde à un caloporteur à eau légère qui alimente une turbine à vapeur à laquelle une génératrice électrique est raccordée. Trois centrales nucléaires sont situées dans le bassin des Grands Lacs. Chacune des centrales comporte un certain nombre de tranches. Les centrales nucléaires de Bruce A et B se trouvent sur les rives du lac Huron, tandis que les deux installations d'Ontario Power Generation (OPG) – les centrales nucléaires de Pickering et de Darlington – bordent le lac Ontario.

La CCSN exige que toutes les centrales nucléaires surveillent et signalent leurs rejets. Les égouts des centrales de Bruce et de celles de Darlington et de Pickering font l'objet d'une surveillance et d'un échantillonnage constants. Les échantillons sont analysés au moins toutes les semaines. OPG et Bruce Power préparent des rapports trimestriels d'exploitation pour informer la CCSN. Ces rapports contiennent les concentrations de matières nucléaires, y compris l'activité totale ou la quantité totale rejetée au cours de chaque mois du trimestre. De plus, OPG et Bruce Power présentent des rapports annuels sur la surveillance environnementale qui résument les données de l'année et comparent les résultats aux valeurs historiques et aux valeurs d'emplacements de référence. Les rapports présentent aussi les calculs de doses des personnes représentatives afin de les comparer à la limite d'exposition du public et de démontrer que toutes les doses respectent le principe ALARA.

La surveillance des rejets atmosphériques se concentre sur les radionucléides ou leurs substituts (balayages pour les rayons gamma, alpha ou bêta) : tritium, gaz rares (en tant que groupe), iode 131, particules gamma, particules alpha et carbone 14. Les déversements de liquides sont surveillés et l'accent est mis sur le tritium, le carbone 14 et l'activité bêta, alpha et gamma globale.

Chaque installation doit aussi avoir un programme correspondant complet de surveillance environnementale. Le volet radiologique de ce programme est conçu de manière à fournir des mesures empiriques des radionucléides dans les milieux et les endroits d'échantillonnage environnemental les plus critiques pour déterminer la dose d'exposition d'un membre

représentatif du public. Cette personne est une représentation théorique adaptée pour saisir les caractéristiques environnementales propres au site et aux personnes.

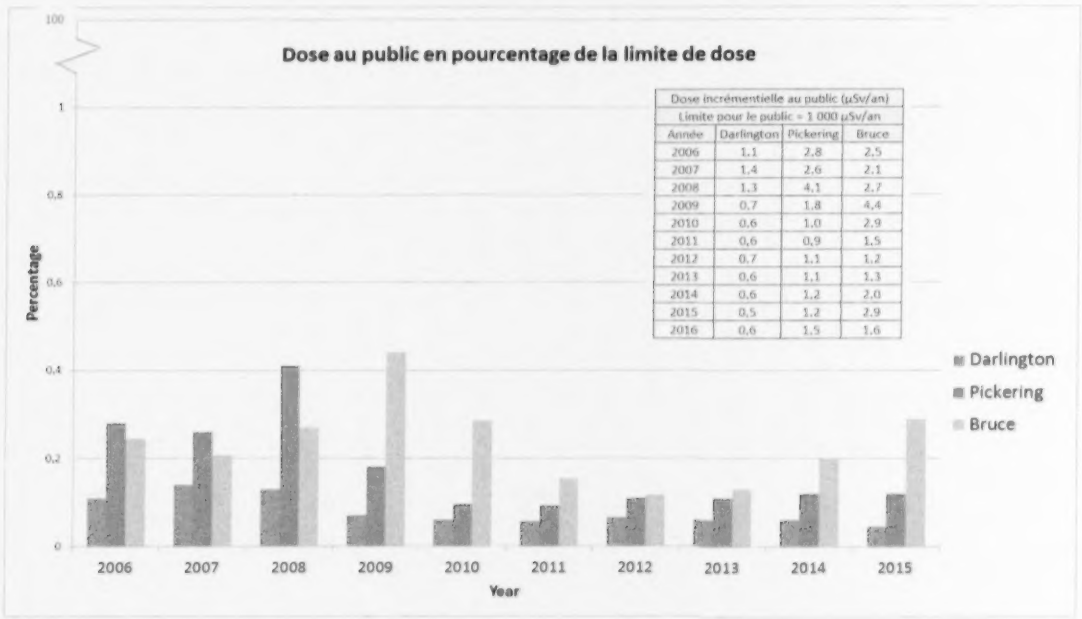
Les programmes sont propres au site dans une certaine mesure, mais ils ont tous les mêmes éléments fondamentaux. Voici des exemples de milieux d'échantillonnage :

- l'air
- les précipitations
- l'eau potable (des usines de traitement et des puits)
- le milieu aquatique (eaux, sédiments, poissons et sable des plages)
- les produits agricoles (les aliments pour animaux, les œufs, la volaille, le bœuf, le porc, le lait, les fruits et petits fruits, les légumes, le miel, les céréales et la terre)

Les radionucléides d'intérêt sont ceux qui sont reconnus comme étant les plus grands facteurs contribuant aux doses de rayonnement. Dans des endroits sélectionnés, les éléments mesurés sont le tritium, le carbone 14, l'iode 131, l'activité bêta et gamma globale, ainsi que le rayonnement gamma externe. Les particularités du programme d'échantillonnage et des calculs de doses associés de chaque installation se trouvent dans le rapport annuel de l'installation. Ces rapports sont soumis à l'examen de la CCSN et sont accessibles au public sur les sites Web de Bruce Power (en anglais seulement) et d'Ontario Power Generation. Les RSR des centrales nucléaires se trouvent aussi sur le site Web de la CCSN.

Les données sur les rejets et celles sur la surveillance sont utilisées conformément à la norme N288.1 de la CSA pour calculer la dose d'exposition du public pour s'assurer qu'aucun membre de la population n'est exposé à une dose supérieure à 1 mSv/an, soit la dose maximale réglementaire d'exposition du public au Canada. Cette modélisation tient compte des multiples voies d'exposition, y compris les doses externes et internes. La dose d'exposition du public calculée pour la personne représentative la plus exposée est indiquée dans la figure 13 pour les années 2006 à 2015. Remarque : Les doses se sont constamment chiffrées à moins de 1 % de la limite de dose réglementaire pour le public.

Figure 13 : Dose cumulative annuelle maximale du public des sites à réacteurs CANDU aux abords des Grands Lacs pour la période évaluée (2006 à 2015). Pourcentage de la limite de dose pour le public, avec en mortaise un tableau présentant les doses en µSv/an. Note : 1 mSv/an = 1000 µSv/an



Dose incrémentielle au public (µSv/an)			
Limite pour le public = 1 000 µSv/an			
Année	Darlington	Pickering	Bruce
2006	1,1	2,8	2,5
2007	1,4	2,6	2,1
2008	1,3	4,1	2,7
2009	0,7	1,8	4,4
2010	0,6	1,0	2,9
2011	0,6	0,9	1,5
2012	0,7	1,1	1,2
2013	0,6	1,1	1,3
2014	0,6	1,2	2,0
2015	0,5	1,2	2,9
2016	0,6	1,5	1,6

Bien que la dose totale soit pertinente pour la protection générale du public, les concentrations d'activité des radionucléides dans les divers milieux peuvent aussi être évaluées de façon indépendante par rapport à des recommandations. Dans le cadre de cette évaluation, ce qui est particulièrement pertinent, ce sont les résultats des analyses de radionucléides dans les usines d'alimentation en eau potable tout près des centrales nucléaires, dont la prise d'eau est située dans le lac Ontario ou le lac Huron. Des échantillons d'eau sont prélevés au site de la prise d'eau deux ou trois fois par jour. Ces échantillons sont combinés et analysés chaque semaine pour y détecter la présence de tritium et tous les mois pour y détecter l'activité bêta brute. Les résultats pour la période d'évaluation de dix ans sont résumés dans le tableau 5. Les moyennes annuelles globales pour cette période et la moyenne annuelle maximale se situent à plusieurs ordres de grandeur sous la valeur recommandée pour l'eau potable de 7000 Bq/L. De même, le niveau d'activité bêta brut a constamment été inférieur à la valeur recommandée pour l'eau potable de 1 Bq/L.

Tableau 5 : Moyenne annuelle et valeurs maximales annuelles de tritium et d'activité bêta brute pendant la période de surveillance de 2006 à 2015 des usines de purification d'eau dans les environs des installations

Centrale nucléaire	Usine de purification d'eau	Tritium (Bq/L)		Bêta brute (Bq/L)	
		Moyenne annuelle	Maximum annuel	Moyenne annuelle	Maximum annuel
Recommandations pour l'eau potable		7 000		1	
Bruce	Kincardine	6,6	9,8	0,07	0,08
	Southampton	10,8	14,4	0,08	0,09
	Port Elgin	13,4	16,8	0,07	0,08
Pickering	Ajax	5,6	7,1	0,10	0,12
	F.J. Horgan	4,8	5,8	0,11	0,11
	R.C. Harris	4,7	5,4	0,11	0,12
	Whitby	5,9	8,2	0,12	0,19
Darlington	Bowmanville	5,2	6,7	0,11	0,11
	Newcastle	5,1	6,4	0,12	0,17
	Oshawa	6,7	9,2	0,11	0,12

Le personnel des centrales prélève aussi des échantillons des eaux de surface dans des endroits exposés près des centrales dans le lac Ontario et le lac Huron et dans des stations de référence à une plus grande distance. Les stations de prélèvement près des centrales portent clairement la signature du tritium. Cependant, les valeurs de ces échantillons sont très en deçà des recommandations pour l'eau potable (voir le tableau 6).

Tableau 6 : Moyenne annuelle et valeurs maximales annuelles de tritium et d'activité bêta brute pendant la période de surveillance de 2006 à 2015 pour les échantillons des eaux de surface des lacs proches des installations

Centrale nucléaire	Emplacement	Tritium (Bq/L)		Bêta brute (Bq/L)	
		Moyenne annuelle	Maximum annuel	Moyenne annuelle	Maximum annuel
Recommandations pour l'eau potable		7 000		1	
Bruce	Baie du Doré	98,7	163,5	0,08	0,11
	Parc Inverhuron	11,4	21,3	0,07	0,13
	Lac à Scott Point	56,2	99,5	0,07	0,09
Pickering	Baie Frenchman	29,4	49,9	—[1]	—[1]
	Parc Beachfront	21,7	41,4	—[1]	—[1]
	Plage Squires	19,1	31,1	—[1]	—[1]
Darlington	Parc provincial de Darlington	7,6	9,5	0,13[2]	0,17[2]
	Baie McLaughlin	24,3	31,4	0,20[2]	0,22[2]
	Plage Ouest-Est	4,7	5,4	0,13[2]	0,17[2]
	Plage du chemin Courtice	7,1	7,9	—[2]	—[2]

[1] La centrale de Pickering ne surveille pas l'activité bêta brute dans les eaux de surface.

[2] Darlington a cessé de surveiller l'activité bêta brute dans les eaux du lac en 2013. La plage du chemin Courtice a été ajoutée au programme de surveillance environnementale en 2013.

Du poisson est aussi prélevé dans les lacs Huron et Ontario. Il est analysé pour détecter la présence de radionucléides. Le poisson est pêché à des points de déversement des effluents et beaucoup plus loin, là où l'on s'attend à ce que le niveau d'activité de l'eau corresponde aux valeurs de fond. Le programme d'échantillonnage du poisson est le même dans les trois centrales nucléaires. Huit poissons sont pêchés par espèce cible[3] et par lieu d'échantillonnage. D'autres activités d'échantillonnage de poissons sont menées dans des sites précis.

Cette évaluation ne présente pas la base de données des poissons dans son ensemble. Cependant, les résultats ont tendance à être semblables pour toutes les espèces. Cette évaluation est axée sur le meunier noir. Ce poisson est l'espèce cible qui a été prélevée le plus constamment. Et il intègre mieux l'exposition à la fois à l'eau et aux sédiments en raison de son comportement alimentaire. Chaque échantillon de poisson de la même espèce est analysé pour sa teneur en tritium d'eau libre, en carbone 14, en cobalt 60, en césium 137 et en potassium 40 (remarque : le potassium 40 contribue fortement à la dose naturelle, mais il ne provient pas des centrales nucléaires).

Le tableau 7 présente les résultats du programme d'échantillonnage de poissons sur la période d'évaluation de dix ans. Ils sont accompagnés des valeurs de référence de la CCSN pour chaque radionucléide pertinent. Les valeurs moyennes et maximales de radionucléides dans la chair de

3 Les espèces ciblées sont le grand corégone et le meunier noir. Les espèces de remplacement sont la barbotte brune et le ménomini rond.

poisson sont inférieures de quelques ordres de grandeur aux valeurs de référence de la CCSN pour la consommation humaine (0,1 mSv par an).

Tableau 7 : Concentration moyenne annuelle de l'activité (2006 à 2015 : $\bar{X}$) et concentration maximale annuelle (Max) de l'activité (en Bq/kg de poids frais) dans les meuniers noirs prélevés dans les lieux d'exposition pendant la période d'évaluation, et valeurs de référence de la CCSN

Centrale nucléaire	Tritium		Césium 134		Césium 137		Carbone 14		Cobalt 60		Potassium 40	
	$\bar{X}$	Max	$\bar{X}$	Max	$\bar{X}$	Max	$\bar{X}$	Max	$\bar{X}$	Max	$\bar{X}$	Max
Seuil de référence de la CCSN[1]	488 000		710		1 040		16 800		1 350		1 020	
Bruce	2,48	5,88	0,04	0,067	0,07	0,13	30,26	33,1	0,04	0,084	28,54	34,2
Pickering	1,32	2,88	0,02	0,044	0,05	0,089	29,47	33,5	0,03	0,067	29,64	34,9
Darlington	1,04	1,78	0,02	0,044	0,04	0,067	28,89	33,7	0,03	0,067	29,52	34,7

[1] L'annexe A explique comment le seuil de référence est calculé.

Dans l'ensemble, les données de surveillance environnementale illustrent que, malgré une légère hausse de la radioactivité à proximité des centrales nucléaires, le public est protégé. Cette affirmation est appuyée par la modélisation basée sur plusieurs voies d'exposition et plusieurs radionucléides de la dose à laquelle le public est exposé et par les évaluations propres au milieu issues de la surveillance des usines d'alimentation en eau, des eaux lacustres et de la chair des poissons.

3.2.5 Gestion des déchets radioactifs

Cette section offre un aperçu des activités de gestion des déchets radioactifs et de leur lien avec les Grands Lacs. Le site Web de la CCSN contient davantage d'information sur la gestion des déchets radioactifs au Canada.

Les déchets radioactifs sont classés selon leur nature en déchets faiblement, moyennement ou fortement actifs. La norme N292.0-14, *Principes généraux pour la gestion des déchets radioactifs et du combustible irradié*, de la CSA (2014) donne des informations précises sur la classification et la gestion des déchets. Il existe des méthodes de stockage propres à chaque type de déchet radioactif.

Les déchets de faible et de moyenne activité correspondent à tout déchet ne provenant pas du combustible, mais produit par les activités associées à la production d'électricité à partir d'une source nucléaire, à la R-D nucléaire, et à la production et utilisation des radio-isotopes dans les domaines de la médecine, de l'éducation, de la recherche, de l'agriculture et de l'industrie. Les déchets radioactifs de faible activité (DRFA) contiennent des matières renfermant des radionucléides en quantités supérieures aux limites d'élimination et aux quantités d'exemption établies, et ils sont généralement caractérisés par une quantité limitée d'activité de longue vie (CSA 2014b). Une protection à blindage léger suffit pour manipuler la plupart des DRFA. La plupart du temps, les DRFA sont de l'équipement ou du matériel contaminé, du tissu, des vêtements protecteurs et des sols contaminés.

Les déchets radioactifs de moyenne activité (DRMA) sont des déchets qui émettent des rayonnements pénétrants suffisamment intenses pour exiger généralement leur blindage pendant leur manutention et leur stockage provisoire. Contrairement aux déchets de haute activité, les DRMA exigent peu de dispositifs, voire aucun, pour la dissipation de chaleur pendant leur manutention, leur transport et leur gestion à long terme (CSA 2014b). Cependant, du fait de leur niveau de radioactivité globale, certains DRMA peuvent à court terme donner lieu à un dégagement thermique (p. ex., les déchets issus de la remise à neuf d'installations). Les résines échangeuses d'ions et les filtres sont la forme la plus répandue de DRMA.

Tous les déchets radioactifs de faible et de moyenne activité produits par les centrales nucléaires des Grands Lacs sont transportés et entreposés provisoirement à l'Installation de gestion de déchets Western, adjacente au site de la centrale de Bruce Power, au bord du lac Huron. C'est à cet endroit que les DRFA sont triés, stockés, compactés ou incinérés. Après leur traitement, les DRFA sont stockés dans des entrepôts en surface. Par contre, les DRMA ne font l'objet d'aucun traitement. Ils sont plutôt stockés dans le sol dans des contenants de béton revêtus d'acier.

Les déchets radioactifs de haute activité (DRHA) sont du combustible nucléaire irradié qui a été déclaré déchet ou déchet produisant beaucoup de chaleur (typiquement plus de 2 kW/m^3) par désintégration radioactive (CSA 2014b). De tels déchets exigent un blindage important pendant leur manutention et leur stockage ainsi que des dispositions pour leur dissipation calorifique et leur isolement à long terme. Les DRHA sont souvent du combustible nucléaire usé provenant de centrales nucléaires, de réacteurs prototypes, ou de réacteurs de démonstration, de recherche ou de production d'isotopes. Ces déchets de haute activité sont stockés sous l'eau dans les piscines de stockage de combustible usé de la centrale nucléaire pendant sept à dix ans. Ils sont ensuite transférés dans des contenants de stockage à sec spécialement conçus et placés dans des entrepôts en surface sur place dans chacune des centrales. Le combustible usé des réacteurs de recherche (p. ex., celui du réacteur SLOWPOKE-2 et celui du réacteur de l'Université McMaster) est expédié aux Laboratoires de Chalk River pour y être entreposé.

Installations de stockage et de gestion provisoires des déchets

Il existe trois installations de stockage provisoire et de gestion des déchets dans le bassin des Grands Lacs : l'Installation de gestion de déchets Western (lac Huron), l'Installation de gestion de déchets de Pickering (lac Ontario) et l'Installation de gestion de déchets de Darlington (lac Ontario). Le cas échéant, les effluents radioactifs de ces installations sont en général acheminés au système de gestion des eaux radioactives près de la centrale, tandis que les eaux de ruissellement pluvial sont surveillées grâce au programme de gestion des eaux pluviales. Les programmes de surveillance environnementale propres à ces installations sont intégrés au programme de surveillance radiologique de l'environnement de la centrale nucléaire associée et constituent une exigence du permis d'exploitation.

L'installation de gestion des déchets de Douglas Point est située sur le site de l'ancienne centrale nucléaire de Douglas Point, dans les limites du complexe nucléaire de Bruce. Tous les liquides internes sont recueillis et stockés dans des réservoirs. Les rejets d'effluents liquides proviennent du système externe de dérivation des eaux souterraines et sont 10 000 fois plus faibles que les rejets d'une centrale nucléaire. Le site 1 de l'aire de stockage des déchets radioactifs de Bruce Power Development est une installation de stockage dans le complexe nucléaire de Bruce qui

stocke des déchets de faible et de moyenne activité provenant de l'Installation de gestion de déchets de Douglas Point et des tranches 1 et 4 de la centrale de Pickering. Encore là, les rejets de ces installations sont surveillés dans le cadre des programmes de surveillance environnementale du site de réception.

Installations de stockage et de gestion à long terme des déchets

Zones de gestion des déchets historiques de faible activité des municipalités de Port Hope et de Clarington

La contamination engendrée par les DRFA historiques à Port Hope et à Port Granby provient de la longue participation de la région à l'industrie nucléaire. Celle-ci remonte aux années 1930 avec le début des activités de raffinage du radium de la société Eldorado Gold Mines Ltd. Dans les années 1940, Eldorado a décidé de se concentrer sur l'uranium et est devenue une société d'État. Pendant ces années de raffinage et de traitement, on n'avait pas bien compris qu'il fallait gérer avec soin les déchets de traitement. Les déchets ont ainsi été empilés à divers endroits partout dans la ville et utilisés comme matériel de remplissage pour les activités de construction ou d'aménagement paysager.

En 1948, la société Eldorado Nuclear a commencé à placer les déchets d'exploitation dans l'Installation de gestion de déchets Welcome (IGDW) à Port Hope. L'IGD Welcome a continué à recevoir de nouveaux déchets jusqu'en 1955, lorsque Eldorado a commencé à exploiter l'IGD de Port Granby, située à proximité à Clarington, en Ontario. Jusqu'en 1988, l'IGD de Port Granby a reçu des déchets issus de traitements ainsi que d'autres déchets. Ces installations constituaient une amélioration par rapport aux pratiques adoptées antérieurement par Eldorado Gold Mines Ltd., mais il fallait reconnaître que les IGD n'étaient pas une solution acceptable pour la gestion à long terme des DRFA. Il fallait donc trouver une solution pour mettre à niveau ces installations et remédier à la contamination qui résultait des activités de l'ancienne société d'État. Cette solution est devenue l'Initiative de la région de Port Hope (IRPH).

L'IRPH représente l'engagement du gouvernement du Canada à l'égard de la conception et de la mise en œuvre d'une solution de gestion sûre, locale et à long terme des DRFA historiques dans les municipalités de Port Hope et de Clarington (voir la figure 14). Deux projets reflètent le travail en cours dans chacune des municipalités : le projet de Port Hope et le projet de Port Granby.

Figure 14 : Emplacement des deux nouvelles installations de gestion des déchets à long terme en chantier dans les municipalités ontariennes de Port Hope (projet de Port Hope) et de Clarington (projet de Port Granby)

Les deux projets prévoient le déménagement des déchets dans deux installations distinctes de gestion des déchets à long terme, formées de monticules artificiels multicouches. Chacune des installations est aménagée avec un revêtement de base fait de multiples couches de matières naturelles et synthétiques pour empêcher le rejet de contaminants dans l'environnement. Un système sera installé à même le revêtement de base pour acheminer le lixiviat aux fins de traitement. Lorsque les DRFA auront été placés sur le revêtement de base, un système de couverture multicouche sera construit. Une fois ces travaux terminés, la radioactivité sur les monticules sera vraisemblablement semblable à celle du rayonnement naturel de fond.

Chaque projet comporte de nouvelles usines de traitement des eaux à la fine pointe de la technologie qui ont été mises en service en 2015-2016 et ont été conçues pour répondre aux exigences des déchets liquides particuliers qu'elles devront traiter. Les deux usines font appel à des procédés de traitement à stades multiples qui commencent par la séparation des solides devant être stockés dans les monticules artificiels, suivis d'un traitement par osmose inverse. (L'installation de Port Granby utilise des bioréacteurs, tandis que celle de Port Hope a recours à la précipitation chimique.) L'effluent propre issu du traitement par osmose inverse est rejeté dans

le lac Ontario. L'effluent souillé passe par un évaporateur et les résidus solides sont placés dans les monticules artificiels.

Des améliorations temporaires et le resserrement de la surveillance ont commencé en 2011 dans les anciennes IGD (Welcome et Port Granby) jusqu'à ce que les nouveaux systèmes de traitement entrent en service en 2015-2016. Dans les deux sites, la surveillance des eaux de surface du lac Ontario de 2012 à ce jour a révélé que les concentrations moyennes et maximales annuelles d'uranium et de radium 226 étaient inférieures aux recommandations pour l'eau potable et à celles pour la protection de la vie aquatique.

Le projet de Port Granby prévoit la réception des déchets qui seront déplacés de l'actuelle IGD de Port Granby. Le projet de Port Hope prévoit la réception de déchets qui seront déplacés de l'IGD Welcome et d'autres matières provenant de divers sites remis en état un peu partout à Port Hope. Fait particulièrement important dans le cadre de cette évaluation, les sédiments contaminés du port de Port Hope – lesquels sont classés comme domaine de préoccupation par l'AQEGL – seront déplacés à l'installation de gestion des déchets à long terme de Port Hope. Environ 120 000 m^3 de sédiments contaminés devront être retirés du port. Lorsque ces contaminants auront été retirés des Grands Lacs, ils ne contribueront plus de façon mesurable à la concentration de radionucléides dans les Grands Lacs.

L'étape des évaluations environnementales obligatoires imposées par la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (1992) est terminée pour l'IRPH et les évaluations nécessaires pour obtenir les permis et autorisations nécessaires auprès de la CCSN et d'autres organismes de réglementation fédéraux et provinciaux pour commencer les derniers travaux d'assainissement ont été obtenues. Les deux projets ont commencé leurs activités et terminé la construction de leur nouvelle usine de traitement des eaux. Pour en savoir davantage au sujet de l'IRPH, consulter le site Web qui contient le calendrier de construction ainsi que les programmes de surveillance environnementale et leurs résultats. Pour obtenir de l'information sur les activités de réglementation et d'octroi de permis de la CCSN et sur le PISE de la CCSN associé à ces projets, consulter le site Web de la CCSN.

Ces nouveaux systèmes de gestion à long terme des déchets réduiront de façon importante la charge de radionucléides (et d'autres substances dangereuses) associée aux déchets historiques dans le lac Ontario.

Dépôt dans des couches géologiques profondes pour les déchets radioactifs de faible et de moyenne activité

Ontario Power Generation cherche actuellement à faire autoriser la construction et l'exploitation d'un dépôt dans des couches géologiques profondes (DCGP) près du lac Huron. Le DCGP stockerait des déchets radioactifs de faible et de moyenne activité sous terre en milieu géologique stable. La ministre de l'Environnement et du Changement climatique du Canada n'a pas encore pris sa décision sur l'évaluation environnementale du projet. Si ce projet recevait le feu vert, les déchets actuellement stockés en surface seraient désormais stockés sous terre. Un tel changement réduirait de façon importante le risque à long terme de rejets radioactifs dans les Grands Lacs.

Le projet de Gestion adaptative progressive (GAP) de la Société de gestion des déchets nucléaires (SGDN) est à la recherche d'une solution pour la gestion à long terme du combustible

nucléaire usé qui soit socialement acceptable, techniquement sûre, respectueuse de l'environnement et économiquement viable pour les Canadiens. Le projet est toujours en cours de planification. Aucun site n'a été sélectionné et aucune demande de permis n'a été présentée en vertu de la LSRN. En date de juin 2017, six endroits étaient toujours envisagés pour la sélection du site. Un certain nombre de ces lieux se trouvent dans le bassin des Grands Lacs. Pour en savoir plus sur le processus de GAP, consulter le site Web de la SGDN.

3.2.6 Installations de traitement et réacteurs de recherche

Nous parlons brièvement de ces installations à des fins d'exhaustivité de notre inventaire des installations nucléaires. Aucune des installations suivantes ne fait des déversements directs dans les Grands Lacs.

Traitement du tritium

SRB Technologies est la seule installation de traitement du tritium au Canada.
SRB Technologies utilise le tritium pour fabriquer divers produits, par exemple des panneaux d'issue de secours autolumineux. Son usine se trouve à Pembroke, en Ontario, et n'est donc pas liée au bassin des Grands Lacs. Shield Source Incorporated, une installation de traitement de tritium située près de Peterborough, en Ontario, a cessé ses activités en 2014.

Traitement des isotopes médicaux

Les Laboratoires de Chalk River (LCR) sont une installation de recherche nucléaire qui mène des activités de recherche et développement dans le domaine des technologies nucléaires. Les LCR exploitent le réacteur national de recherches universel (NRU). Le NRU soutient et permet d'améliorer la conception du réacteur CANDU, il fabrique des neutrons et il produit des radio-isotopes médicaux. La société Nordion produit également des radio-isotopes à usage médical et industriel. Aucune de ces installations n'est située près du bassin des Grands Lacs.

Réacteur nucléaire de l'Université McMaster

Le réacteur de recherche de l'Université McMaster est exploité pour la recherche, l'enseignement et des services commerciaux. Le réacteur nucléaire de l'Université McMaster ne produit aucun rejet directement dans les Grands Lacs ni dans le réseau d'égouts.

Réacteur SLOWPOKE-2

Quatre réacteurs SLOWPOKE-2 sont actuellement actifs. Ils sont situés à l'Université de l'Alberta, au Conseil de recherches de la Saskatchewan, à l'École Polytechnique de Montréal et au Collège royal militaire (Kingston). Le réacteur SLOWPOKE-2 du Collège royal militaire est la seule installation située près d'un des Grands Lacs (c.-à-d. le fleuve Saint-Laurent, l'une des décharges du lac Ontario). L'installation ne rejette pas directement dans les eaux de surface et elle rejette des effluents dans le réseau d'égouts seulement lorsque la radioactivité est inférieure au rayonnement naturel.

3.2.7 Applications médicales

Les radionucléides jouent un rôle important dans le système de santé du Canada, à la fois à des fins diagnostiques et thérapeutiques. L'usage de ces matières est assujetti à une réglementation stricte, et la gestion et l'élimination des déchets générés par la pratique médicale le sont tout autant. Seuls les déchets médicaux liquides solubles dans l'eau sont autorisés à être rejetés dans les réseaux d'égouts municipaux.

Puisque les radio-isotopes médicaux sont de courte période radioactive (de quelques minutes à quelques heures), la plupart d'entre eux sont gérés par rétention et placés dans des réservoirs pour qu'ils se désintègrent totalement ou partiellement avant d'être rejetés. Les radio-isotopes dont la période est un peu plus longue, soit habituellement de quelques jours (p. ex., l'iode 131 a une période de 8,5 jours), sont gérés en conformité avec les critères de rejet prévus dans les modalités du permis de l'installation. Les limites de rejet dans le réseau d'égouts sont basées sur les critères de libération propres à chaque radionucléide. Les limites de rejet peuvent être génériques ou propres à l'installation visée. Les niveaux de libération génériques propres à chaque radionucléide sont basés sur des modèles très conservateurs limitant l'exposition à moins de 0,01 mSv/an (comparativement à une limite de dose d'exposition du public de 1 mSv/an) (AIEA 1998). Dans les cas où les hypothèses associées aux valeurs génériques ne sont pas considérées comme étant suffisamment conservatrices pour l'installation, des limites de rejet propres à un site ont été fixées

En raison de ces pratiques de gestion des déchets et de la courte période associée à ces radionucléides, on ne s'attend pas à ce que les rejets d'installations médicales aient des effets néfastes sur la santé humaine dans l'écosystème des Grands Lacs.

3.2.8 Sources industrielles non nucléaires

Les activités nucléaires ne sont pas les seules activités pouvant hausser la concentration des eaux de surface en radionucléides. La plupart des activités industrielles non nucléaires ayant ce potentiel sont associées au traitement de matières ayant une forte teneur naturelle en radionucléides primordiaux. Ils sont couramment désignés comme étant des matières radioactives naturelles. Les radionucléides dominants sont ceux créés dans les chaînes de désintégration de l'uranium ou du thorium. Le potassium 40 est le radio-isotope le plus important non issu de la chaîne de désintégration de l'uranium.

Les principales activités industrielles d'intérêt sont l'extraction minière du phosphate et les engrais phosphatés, l'extraction des hydrocarbures, la production d'énergie et l'extraction de minerai qui ne contient pas d'uranium[4]. Au Canada, la réglementation de ces activités est de compétence provinciale avec l'apport d'un comité intergouvernemental connu sous le nom de Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial. Un groupe de travail sur les matières radioactives naturelles chapeauté par le Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial a publié un guide intitulé *Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives*

[4] L'exploitation minière de l'uranium au Canada fait partie du cycle du combustible nucléaire et est donc réglementée par la CCSN.

naturelles (Santé Canada 2011). Il existe aussi de nombreux documents de l'AIEA qui visent à aider les états membres à réglementer ces activités.

Le phosphate agricole provient de l'extraction de roche phosphatée. Cette roche se trouve dans les formations de roche sédimentaire à couches interstratifiées de schistes ou de calcaire marins. Ce type de roche peut contenir de fortes concentrations d'uranium. L'uranium et ses produits de filiation sont présents dans les déchets provenant de ce minerai et dans l'engrais qu'il sert à produire. L'application d'engrais à base de phosphate peut entraîner la hausse de la teneur en radionucléides des sols et des cours d'eau proches. Cette hausse n'a pas d'effet sur la dose d'exposition de la population. Selon le contenu en radionucléides du minerai, il peut être nécessaire de prendre des précautions pour protéger les travailleurs et de tenir compte des dangers associés au rayonnement pour le déclassement approprié d'un site afin de le rendre acceptable pour l'utilisation voulue. La série de guides de sûreté de l'AIEA n° 78, intitulée *Radiation Protection and Management of NORM Residues in the Phosphate Industry* (en anglais seulement) présente des recommandations précises sur la gestion et la réglementation de ce type d'activité (AIEA 2013).

Le Canada ne figure pas parmi la liste des dix premières régions productrices de phosphate, et la CCSN n'est pas au courant de l'existence d'une importante production de roche et d'engrais phosphatés du côté canadien du bassin des Grands Lacs.

Le charbon contient des radionucléides des chaînes radioactives de l'uranium et du thorium, ainsi que du potassium 40. Le processus d'extraction du charbon et sa combustion peuvent faire augmenter légèrement les concentrations dans l'environnement, d'une fraction supérieure aux concentrations de fond. La cendre volante du charbon peut multiplier les concentrations de plomb 210 et de polonium 210 par cinq ou dix par rapport à leurs concentrations initiales dans le charbon, ce qui exige une gestion adéquate. La réglementation moderne sur les cendres volantes a tendance à régler ce problème de manière appropriée.

La dernière centrale thermique alimentée au charbon du côté canadien du bassin des Grands Lacs a fermé ses portes en 2014. En 2015, le gouvernement de l'Ontario a adopté une loi qui interdit à jamais la production d'électricité à partir du charbon sur son territoire. Le charbon ne constitue donc plus une source potentielle de radionucléides du côté canadien du bassin des Grands Lacs.

Les radionucléides associés à la production pétrolière et gazière ont récemment attiré davantage l'attention, surtout parce que leur production est en hausse à cause de la fracturation hydraulique pratiquée en Amérique du Nord. Les radionucléides de la série radioactive de l'uranium et du thorium peuvent s'accumuler dans les divers composants associés au processus d'extraction. Cette situation peut mener à des dépôts dans les têtes de puits, les vannes, les pompes, les séparateurs, les cuves de traitement d'eau, et les réservoirs de traitement du gaz et de stockage du pétrole (AIEA 2003). Le contenu en radionucléides pourrait devoir être pris en compte lors de la manipulation et de l'élimination de ces équipements. L'eau de production pourrait également contenir de faibles concentrations de radionucléides dont il faudrait tenir compte avant tout rejet de cette eau dans l'environnement. Le niveau de radioactivité varie considérablement selon la radioactivité de la roche dans le puits et la salinité de l'eau issue du puits en tant que sous-produit. Plus la salinité de l'eau est élevée, plus grande est la probabilité que des matières radioactives naturelles soient mobilisées.

La série de guides de sûreté de l'AIEA n° 34, intitulée *Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry* (AIEA 2003, en anglais seulement) présente des informations sur la gestion et la réglementation de ces activités. Des guides sur les pratiques exemplaires datant de 2008 et destinés à l'industrie sont également disponibles auprès de l'International Association of Oil and Gas Producers (IAOGP). La CCSN n'a connaissance d'aucune activité importante d'extraction de pétrole ou de gaz du côté canadien du bassin des Grands Lacs qui entraînerait de grands rejets de radionucléides dans les Grands Lacs. Elle n'aurait d'ailleurs aucune autorité réglementaire sur de telles activités.

L'extraction des terres rares constitue la dernière activité à aborder. Les terres rares sont souvent utilisées comme terme générique désignant une gamme d'éléments (p. ex., les lanthanides, le scandium et l'yttrium) typiquement extraits de gisements de bastnaésite et de monazite. L'intérêt que suscite l'extraction minière des terres rares est à la hausse en raison de l'importance de ces éléments dans la fabrication des produits de haute technologie, comme des turbines d'éoliennes et des voitures hybrides. Ces gisements sont souvent associés au thorium et, dans une plus faible mesure, à l'uranium. Par conséquent, et puisque la teneur en terres rares des gisements est faible, il faut traiter une grande quantité de matière, ce qui peut entraîner la création de déchets de faible activité. Dans certains cas, l'uranium peut être traité en tant que produit commercialisable comme on le propose dans le cas du gisement Kvanefjeld, au Groenland. Il s'agit de bonnes pratiques environnementales, car le traitement de l'uranium en tant que sous-produit entraîne son extraction des résidus miniers.

En résumé, il n'existe du côté canadien du bassin des Grands Lacs aucune activité industrielle importante mettant en jeu des matières radioactives naturelles qui aurait des effets mesurables sur la qualité de l'eau ou l'écologie des Grands Lacs.

4.0 Évaluation générique du risque

Dans les sections précédentes, les résultats de la surveillance environnementale des radionucléides pour les différentes installations nucléaires canadiennes ont été évalués en fonction de critères spécifiques aux milieux. À partir de cette information, on peut affirmer que les radionucléides dans les Grands Lacs ne présentent pas un risque déraisonnable pour la santé des personnes pour ce qui est des radionucléides individuels selon des voies d'exposition uniques (par exemple, l'eau potable et la consommation de poisson). Cependant, les expositions aux rayonnements sont intégrées pour de multiples radionucléides et voies d'exposition pour fournir des doses totales. C'est la dose totale qui est intéressante lors de l'évaluation des effets possibles sur la santé humaine ou sur le biote non humain. Pour remédier à cette situation, une évaluation conservatrice des risques de dépistage a été réalisée pour les voies d'exposition multiples et les radionucléides multiples dans les Grands Lacs.

Pour cette analyse, nous avons créé une base de données qui contient les résultats des programmes de surveillance environnementale des radionucléides pour les installations réglementées par la CCSN près des Grands Lacs de 2006 à 2015. Cette information a été complétée par des données de la base provinciale sur la surveillance de l'approvisionnement en eau de 2006 à 2012.

4.1 Évaluation des risques pour la santé humaine – Dose reçue par le public

Tel que mentionné auparavant (voir la section 3.2.4), les doses propres à des installations reçues par le public se situent entre 1 et 3 µSv/an, soit une petite fraction de la dose résultant du rayonnement naturel et inférieure à 0,5 % de la limite de dose pour le public. Ces évaluations sont spécifiques aux installations et elles intègrent des caractéristiques locales qui ne sont peut-être pas représentatives de sous-populations plus sensibles dans le bassin des Grands Lacs. Pour répondre à cette particularité, une évaluation de dépistage générique a été effectuée pour des personnes représentatives théoriques exposées à des voies d'exposition potentielles présentant les doses les plus élevées générées d'après des données de surveillance recueillies dans les Grands Lacs. Voir l'annexe B pour plus de détails sur les paramètres d'entrée et les hypothèses de modélisation.

Trois scénarios ont été évalués :

- l'exposition aux radionucléides associés aux centrales nucléaires
- l'exposition associée aux installations de raffinage et de conversion du combustible
- un scénario combinant les valeurs d'exposition les plus élevées (à savoir, du lac Huron ou du lac Ontario) pour une combinaison des deux catégories d'installation.

Dans tous les cas, les estimations de dose dues aux principales voies d'exposition aux radionucléides des Grands Lacs sont extrêmement faibles, soit de trois ordres de grandeur sous la limite de dose reçue par le public (voir le tableau 8). La principale voie d'exposition pour les scénarios liés aux centrales nucléaires est l'eau potable associée à la légère augmentation de concentration de tritium dans les plantes d'eau douce près des centrales nucléaires. Le principal

facteur contributif pour les installations de raffinage et de conversion de l'uranium est attribuable à la consommation de poisson, alors qu'on utilise des hypothèses conservatrices pour les transferts de radionucléides de l'eau au poisson. La personne représentative la plus sensible serait probablement membre des populations autochtones en raison du taux de consommation de poisson plus élevé pour cette sous-population dans tous les scénarios d'évaluation.

Tableau 8 : Doses incrémentielles théoriques (mSv/an) reçues par la personne représentative la plus sensible aux principales voies d'exposition des Grands Lacs[1]

Source d'exposition publique	Source de la dose : eau potable	Source de la dose : immersion	Source de la dose : consommation de poisson	Source de la dose : sédiments externes	Source de la dose : total (%)[2]	Personne représentative la plus sensible
Centrales nucléaires	$2{,}8 \times 10^{-3}$	$7{,}6 \times 10^{-5}$	$6{,}7 \times 10^{-6}$	$5{,}9 \times 10^{-7}$	3×10^{-3} (0,3 %)	Adulte autochtone
Raffinage et conversion de combustible	$3{,}3 \times 10^{-4}$	$6{,}6 \times 10^{-7}$	$2{,}7 \times 10^{-3}$	$1{,}2 \times 10^{-3}$	4×10^{-3} (0,4 %)	Bébé autochtone
Toutes les installations combinées	$2{,}7 \times 10^{-3}$	$1{,}0 \times 10^{-4}$	$2{,}7 \times 10^{-3}$	$1{,}2 \times 10^{-3}$	7×10^{-3} (0,7 %)	Enfant autochtone

[1] L'annnexe B présente les calculs.

[2] Dose totale en pourcentage de la limite de dose reçue par le public de 1 mSv/an

Ces doses extrêmement faibles, malgré les hypothèses conservatrices, indiquent que d'autres échantillons et analyses des radionucléides et des voies d'exposition au-delà de la surveillance plus spécifique des installations et des calculs de dose déjà effectués à des fins d'autorisation, bien que d'intérêt scientifique, ne sont pas justifiés dans une perspective d'évaluation et de gestion des risques.

4.2 Évaluation des risques écologiques

En 2004, une évaluation globale des risques écologiques (EC et SC 2004) du cycle du combustible nucléaire canadien a été publiée en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE 1999). Le rapport d'évaluation concluait ce qui suit :

> « Il a été conclu, sur la base des données disponibles relatives aux effets de l'exposition au rayonnement ionisant émis par les radionucléides rejetés des raffineries et des installations de transformation de l'uranium, des installations autonomes de gestion des déchets des réacteurs de puissance et de leurs installations connexes de gestion de déchets ainsi que des réacteurs de

> recherche ne pénètrent pas dans l'environnement en quantités ou concentrations ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique. » (EC et SC 2004[5])

Ainsi, du point de vue des rayonnements ionisants, les radionucléides associés au cycle du combustible nucléaire canadien ne sont pas considérés comme toxiques pour le biote non humain aux termes de la LCPE et ne posent aucun risque déraisonnable pour l'environnement. L'évaluation a permis de conclure que l'uranium comme substance chimique (c.-à-d. en tant que métal lourd) rejeté par les mines et usines de concentration d'uranium à partir de trois sites dans le nord de la Saskatchewan était toxique aux termes de la LCPE. Les rejets d'uranium par les installations identifiées ont fait l'objet de mesures d'atténuation et des procédures sont en place pour d'autres installations afin de s'assurer que l'uranium ne pose aucun problème aux installations qui seront construites dans l'avenir[6]. En outre, ces installations sont situées dans le nord de la Saskatchewan et ne constituent donc pas un risque pour le bassin des Grands Lacs.

Depuis l'évaluation faite en vertu de la LCPE, une série de modèles destinés à calculer les doses au biote non humain, un manuel de facteurs de transfert et des propositions de niveaux d'exposition de référence ont été publiés dans les ouvrages scientifiques et ont fait l'objet d'une évaluation par des organismes de réglementation nationaux et internationaux. Le Département de la conservation de l'environnement de l'État de New York fournit un examen de ces aspects dans un rapport d'évaluation récent (NY DEC 2014). Deux de ces modèles, RESRAD-BIOTA, du département de l'Environnement des É.-U. et l'outil ERICA de l'Union européenne sont utilisés ici pour évaluer les données sur les radionucléides spécifiques aux Grands Lacs dans les sections 4.2.1 et 4.2.2. L'annexe C présente des détails supplémentaires sur les calculs.

4.2.1 Centrales nucléaires bordant les Grands Lacs

Selon les méthodes Brown et coll. (2003), les concentrations de radionucléides dans l'eau, les sédiments et le poisson dues à l'exposition associée aux installations nucléaires et aux sites de référence ont été converties en un débit de dose à l'aide de l'outil ERICA (Brown et coll., 2016) et des modèles RESRAD-BIOTA (DOE 2004). Les doses dérivées de ces modèles ont été comparées avec le niveau de référence aquatique de l'UNSCEAR, qui est de 400 µGy/h (environ 10 mGy/jour) par RESRAD-BIOTA[7] et la valeur de dépistage générique nettement plus rigoureuse de 10 µGy/h (Andersson et coll., 2009) utilisée par l'outil ERICA (Brown et coll., 2016).

Une évaluation de la dose de radionucléides au moyen de l'outil ERICA (Brown et coll., 2008, 2016) a été effectuée pour les poissons benthiques et pélagiques, en utilisant les paramètres les

[5] Un résumé est disponible à ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=2A379917-1#a1

[6] nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/publications/reports/uranium/index.cfm

[7] Le modèle RESRAD-BIOTA applique la limite de la sous-partie F du document CFR 834, qui est de 10 mGy/jour, comme référence de sélection. Cela équivaut à 416 µGy/h, ce qui est identique aux valeurs de référence aquatique proposées par l'UNSCEAR et l'AIEA (c.-à-d. 400 µGy/h).

plus conservateurs du modèle. Une approche extrêmement conservatrice (c.-à-d., « surprédictive ») a été utilisée pour évaluer la dose pour le biote non humain à partir de l'exposition aux sédiments. La modélisation de l'exposition au carbone 14 présent dans les sédiments nécessite une correction en raison de leur contenu organique. La teneur en carbone organique enregistrée la plus élevée pour les sédiments provenant d'une étude récente sur les Grands Lacs a été sélectionnée (OPG 2014) à cette fin.

Le débit de dose de référence par défaut nettement plus conservateur de 10 µGy/h du modèle ERICA est basé sur la distribution de sensibilité des espèces dérivée des ouvrages scientifiques. On considère que cela représente un débit de dose chronique sans effet au-dessous duquel on s'attend à ce qu'il n'y ait aucun effet sur les populations de biote aquatique (Garnier-Laplace et Gilbin 2006, Garnier-Laplace et coll., 2008).

Les résultats du modèle, indiqués dans le tableau 9, démontrent que les débits de dose potentiels près des centrales nucléaires de Bruce, Pickering et Darlington seraient inférieurs au seuil de dose d'ERICA qui est de 10 µGy/h (Brown et coll., 2008) et sensiblement inférieurs au seuil d'UNSCEAR de 400 µGy/h pour le poisson. Cela est vrai même avec les hypothèses conservatrices inhérentes à l'outil ERICA et celles appliquées pour le carbone 14 et la teneur en carbone pour l'exposition aux sédiments. En outre, les débits de dose estimés sont semblables entre ceux calculés pour les zones de référence et ceux situés à proximité des centrales nucléaires, ce qui montre que les rejets d'effluents radiologiques ont un impact négligeable sur le biote aquatique.

Tableau 9 : Débits de dose (µGy/h) calculés par l'outil ERICA reçus par les poissons benthiques et pélagiques en raison de l'exposition aux radionucléides dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs à proximité des centrales nucléaires (critères de dépistage d'ERICA : 10 µGy/h)

Site	Exposition (µGy/h)	Débit de référence (µGy/h)
Radionucléides dans l'eau (tritium et activité bêta brute)		
Poisson benthique		
Bruce	$5{,}09 \times 10^{-2}$	$4{,}50 \times 10^{-2}$
Pickering	$6{,}19 \times 10^{-2}$	$4{,}50 \times 10^{-2}$
Darlington	$7{,}32 \times 10^{-2}$	$4{,}50 \times 10^{-2}$
Poisson pélagique		
Bruce	$4{,}90 \times 10^{-2}$	$4{,}34 \times 10^{-2}$
Pickering	$5{,}97 \times 10^{-2}$	$4{,}34 \times 10^{-2}$
Darlington	$7{,}05 \times 10^{-2}$	$4{,}34 \times 10^{-2}$
Radionucléides dans les sédiments (césium 137, carbone 14, césium 134 et cobalt 60)		
Poisson benthique		
Bruce	7,68	5,76
Pickering	7,68	5,76
Darlington	4,99	5,76
Poisson pélagique		
Bruce	7,68	5,76
Pickering	7,68	5,76
Darlington	4,99	5,76

Par conséquent, ces résultats indiquent que les populations de poissons près des centrales nucléaires ne sont probablement pas touchées par la teneur de l'eau et des sédiments en radionucléides et qu'il n'est pas nécessaire de faire de la modélisation plus réaliste et moins conservatrice.

D'autres modèles ont été réalisés en appliquant l'approche graduelle du ministère américain de l'Énergie (DOE 2002) avec des paramètres conservateurs pour les espèces aquatiques et riveraines exposées à des radionucléides dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs. Le débit de dose de référence par défaut de RESRAD, de 10 mGy/jour (~ 416 µGy/h), a été appliqué.

Les résultats de cet exercice de modélisation, qui sont présentés au tableau 10, montrent que le débit de dose moyen pour les espèces aquatiques et riveraines est comparable aux débits de dose moyens pour les zones de référence (niveau de fond) et, dans les deux cas, les résultats étaient inférieurs au seuil pour le biote aquatique.

Tableau 10 : Débits de dose (mGy/j) calculés par RESRAD-BIOTA reçus par les animaux aquatiques et riverains exposés aux radionucléides dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs à proximité des centrales nucléaires (seuil de RESRAD : 10 mGy/jour)

Site	Exposition (mGy/jour)	Débit de référence (mGy/jour)
Radionucléides dans l'eau (tritium et activité bêta brute)		
Animal aquatique		
Bruce	$4{,}74 \times 10^{-4}$	$4{,}20 \times 10^{-4}$
Pickering	$5{,}77 \times 10^{-4}$	$4{,}19 \times 10^{-4}$
Darlington	$6{,}82 \times 10^{-4}$	$4{,}19 \times 10^{-4}$
Animal riverain		
Bruce	$8{,}85 \times 10^{-3}$	$7{,}87 \times 10^{-3}$
Pickering	$1{,}08 \times 10^{-2}$	$7{,}87 \times 10^{-3}$
Darlington	$1{,}28 \times 10^{-2}$	$7{,}87 \times 10^{-3}$
Radionucléides dans les sédiments (césium 137, carbone 14, césium 134 et cobalt 60)		
Animal aquatique		
Bruce	$6{,}58 \times 10^{-1}$	$4{,}93 \times 10^{-1}$
Pickering	$6{,}58 \times 10^{-1}$	$4{,}93 \times 10^{-1}$
Darlington	$4{,}27 \times 10^{-1}$	$4{,}93 \times 10^{-1}$
Animal riverain		
Bruce	$8{,}52 \times 10^{-1}$	$6{,}39 \times 10^{-1}$
Pickering	$8{,}52 \times 10^{-1}$	$6{,}39 \times 10^{-1}$
Darlington	$5{,}53 \times 10^{-1}$	$6{,}39 \times 10^{-1}$

Par conséquent, les radionucléides associés aux activités des centrales nucléaires dans les Grands Lacs contribuent à une dose de rayonnement négligeable pour le biote non humain et ne présentent pas de risque pour le milieu aquatique.

Ces évaluations utilisant les derniers modèles de dose (c'est-à-dire les outils RESRAD-BIOTA et ERICA) soutiennent les conclusions de l'évaluation de toxicité précédente effectuée en fonction de la LCPE pour les radionucléides. Les radionucléides associés aux rejets des centrales nucléaires ne donnent pas lieu à des expositions aux rayonnements ionisants à des niveaux qui toucheraient le biote non humain.

4.2.2 Installations de traitement de matières nucléaires et installations de gestion des déchets nucléaires près des Grands Lacs

Une évaluation de la dose de radionucléides pour les animaux aquatiques et riverains a été effectuée en utilisant RESRAD-BIOTA avec des paramètres conservateurs (DOE 2004), semblables à ceux utilisés pour l'évaluation précédente sur les rejets des centrales nucléaires. Les doses absorbées calculées pour les espèces aquatiques et riveraines modélisées exposées aux concentrations de radionucléides mesurées dans l'eau et les sédiments près des installations de traitement de matières nucléaires et des installations de gestion des déchets nucléaires sont fournies dans le tableau 11. Pour tous les scénarios, les doses absorbées sont inférieures à la dose seuil par au moins deux ordres de grandeur. Le critère de débit de dose de 10 mGy/jour indique que les populations de biote non humain ne sont pas susceptibles d'être perturbées. Les doses entre les populations de référence et les populations exposées sont semblables, à l'exception de l'ICPH. Ces doses plus élevées résultent principalement de l'exposition aux radionucléides de la série de l'uranium dans les sédiments du port. Comme il a été mentionné précédemment, ces sédiments ont déjà été mentionnés dans le cadre de l'AQEGL en tant que sujet de préoccupation. Ils sont assainis dans le cadre de l'IRPH et ne seront plus une source d'exposition dans le futur.

Tableau 11 : Débits de dose (mGy/jour) calculés par RESRAD-BIOTA reçus par les animaux aquatiques et riverains exposés à des radionucléides dans l'eau et les sédiments près des installations de traitement de matières nucléaires et installations de gestion des déchets nucléaires situés près des Grands Lacs (seuil RESRAD : 10 mGy/jour)

Site	Animal aquatique (mGy/jour)		Animal riverain (mGy/jour)	
	Exposition	Débit de référence	Exposition	Débit de référence
Installation de conversion de Port Hope (lac Ontario)	$4{,}93 \times 10^{-1}$	$2{,}71 \times 10^{-2}$	$1{,}47 \times 10^{-2}$	$8{,}09 \times 10^{-4}$
IGD de Port Granby (lac Ontario)	$2{,}44 \times 10^{-1}$	$2{,}14 \times 10^{-1}$	$7{,}54 \times 10^{-2}$	$6{,}35 \times 10^{-2}$
Raffinerie de Blind River (lac Huron)	$1{,}69 \times 10^{-1}$	$1{,}93 \times 10^{-1}$	$4{,}01 \times 10^{-2}$	$4{,}23 \times 10^{-2}$

De même, une évaluation de la dose de radionucléides reçue par les poissons benthiques et pélagiques a été réalisée à l'aide de l'outil ERICA (Brown et coll., 2016) en appliquant les paramètres les plus conservateurs du modèle et la valeur de dépistage générique plus rigoureuse d'ERICA, qui est de 10 µGy/h. Les résultats de cet exercice de modélisation sont présentés dans le tableau 12. Les résultats sont semblables à ceux des analyses RESRAD. Toutes les doses sont d'un ordre de grandeur sous le seuil d'ERICA, ce qui indique qu'il y a peu de risque pour les

espèces de poissons benthiques et pélagiques. Encore une fois, il y a peu de différence entre les doses absorbées en fonction de l'exposition et les scénarios de référence, à l'exception du scénario pour l'ICPH. Comme cela a été expliqué, il en résulte que l'on prévoit que les sédiments contaminés du port soient assainis. Cependant, même avec cette contamination connue, il existe peu de risque radiologique pour le poisson.

Tableau 12 : Débits de dose (µGy/h) calculés par l'outil ERICA reçus par les poissons benthiques et pélagiques exposés aux radionucléides dans l'eau et les sédiments près des installations de traitement de matières et des installations de traitement des déchets nucléaires situées près des Grands Lacs (critères de seuil d'ERICA : 10 µGy/h)

Site	Poisson benthique (µGy/h)		Poisson pélagique (µGy/h)	
	Exposition	Débit de référence	Exposition	Débit de référence
Installation de conversion de Port Hope (lac Ontario)	$7{,}28 \times 10^{-1}$	$4{,}01 \times 10^{-2}$	$7{,}28 \times 10^{-1}$	$4{,}01 \times 10^{-2}$
IGD de Port Granby (lac Ontario)	$3{,}50 \times 10^{-1}$	$5{,}71 \times 10^{-1}$	$3{,}11 \times 10^{-1}$	$5{,}00 \times 10^{-1}$
Raffinerie de Blind River (lac Huron)	$2{,}08 \times 10^{-1}$	$2{,}42 \times 10^{-1}$	$1{,}69 \times 10^{-1}$	$2{,}02 \times 10^{-1}$

Les doses modélisées pour les biotes aquatiques et riverains au moyen des dernières versions de RESRAD et ERICA continuent de soutenir les conclusions de l'évaluation de toxicité antérieure réalisée en vertu de LCPE (EC et SC 2004) selon laquelle les rayonnements ionisants associés aux rejets des installations nucléaires se traduisent par une dose négligeable pour le biote non humain et ne posent donc pas de risque déraisonnable pour l'environnement.

Conclusion de la partie I

Les données scientifiques actuelles sur la santé et l'environnement indiquent clairement que les radionucléides peuvent constituer un risque tant pour la santé humaine que pour la santé des écosystèmes s'ils ne sont pas réglementés et gérés adéquatement. C'est pourquoi un cadre national et international de radioprotection fondé sur les plus récentes données scientifiques et les pratiques exemplaires en matière de gestion a été créé. Les normes, les valeurs de référence et la méthode utilisée pour évaluer les risques découlent des plus récentes percées scientifiques sur la protection de l'environnement et de la santé humaine.

À l'heure actuelle, on connaît plutôt bien les concentrations globales des principaux radionucléides présents dans le bassin des Grands Lacs et nous avons des données fiables ainsi que d'excellentes connaissances sur les concentrations de radionucléides présents à proximité des grandes installations nucléaires. La première conclusion à tirer des données disponibles est que les radionucléides présents dans le bassin des Grands Lacs proviennent dans l'ensemble de retombées atmosphériques découlant des essais nucléaires dans l'atmosphère. De ce fait, la teneur en radionucléides des eaux mélangées du bassin des Grands Lacs est beaucoup plus faible aujourd'hui que dans les années 1960. Ainsi, malgré l'accroissement de l'activité nucléaire depuis les années 1970, l'exposition des populations vivant dans le bassin des Grands Lacs aux radionucléides dans leur ensemble a diminué avec la désintégration des radionucléides provenant des retombées radioactives.

Outre les retombées radioactives, le tritium associé aux réacteurs nucléaires CANDU constitue la deuxième source de radionucléides d'intérêt. Pour cette raison, le tritium a suscité beaucoup d'intérêt et a fait l'objet d'un grand nombre de recherches et d'une grande surveillance (voir la section 5.3). Les concentrations de tritium dans les Grands Lacs sont modélisées et font l'objet de vérifications périodiques sur le terrain afin d'appuyer les évaluations des doses auxquelles est exposée la population que les exploitants de centrales nucléaires doivent réaliser. Le tritium, tout comme l'activité alpha et bêta brute, est surveillé de très près dans les installations d'approvisionnement en eau potable le long des rives canadiennes des Grands Lacs (voir la section 3.2.4). Des données étoffées de surveillance sont disponibles relativement aux rejets radiologiques provenant d'installations nucléaires. Des données sont également disponibles pour l'environnement local associé à ces installations. Les radionucléides d'intérêt secondaire sont également surveillés dans le cadre de ces programmes propres aux installations.

Selon des données scientifiques très poussées sur la radioprotection et la santé, rien n'indique que les radionucléides présents dans les Grands Lacs constituent un risque déraisonnable pour l'environnement ou la santé et la sécurité des personnes.

Partie II : Pratiques actuelles de gestion et de réglementation

5.0 Cadres scientifiques et réglementaires nationaux et internationaux

Il existe actuellement un réseau scientifique et réglementaire très robuste axé sur la protection contre les radionucléides, tant à l'échelle nationale qu'internationale.

5.1 Cadre scientifique et de radioprotection international

Comme nous le mentionnons à la section 2.3, il existe un réseau international d'organismes scientifiques et de réglementation visant à protéger les personnes et l'environnement contre la radioexposition et les radionucléides (voir la figure 3). Les bases scientifiques sont établies par l'UNSCEAR et s'inscrivent directement dans le cadre des activités de la CIPR, qui s'appuie sur ces informations pour maintenir et élargir le SIRP, le cas échéant. Ce dernier constitue, à l'échelle internationale, le fondement des normes de radioprotection, des lois, des lignes directrices, des programmes et des pratiques visant à contrôler les applications industrielles et médicales de la technologie et des substances nucléaires. À partir des données scientifiques de l'UNSCEAR et du système de radioprotection de la CIPR, l'AIEA élabore des normes de sûreté et des programmes de protection qui aident les États membres à gérer leurs activités nucléaires et à les surveiller sur le plan réglementaire.

Le Service d'examen intégré de la réglementation (SEIR), un autre important service offert par l'AIEA, est conçu pour renforcer et accroître l'efficacité de l'infrastructure nationale de réglementation des États en matière de sûreté nucléaire, de radioprotection, de transport des déchets et de sûreté du transport. Les missions du SEIR constituent des vérifications ciblées des cadres techniques et stratégiques de réglementation des États membres en fonction des lignes directrices internationales intégrées dans les Normes de sûreté de l'AIEA ainsi que des pratiques exemplaires établies par d'autres États membres. La CCSN participe au SEIR en tant que membre de l'équipe d'évaluation et est également assujettie aux examens.

La CCSN intègre l'information tirée de ce réseau international dans le cadre de réglementation du Canada afin de veiller à ce qu'il demeure à jour et fondé sur les meilleures données scientifiques, par exemple dans le contexte des modifications proposées au *Règlement sur la radioprotection* qui visent à inclure les récentes recommandations de l'UNSCEAR et de la CIPR.

5.2 Réglementation des substances radioactives et des activités nucléaires au Canada

Le Canada a commencé à réglementer ses activités nucléaires de manière officielle dès 1946, lors de l'entrée en vigueur de la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique* et de la création, en vertu de cette Loi, de la Commission de contrôle de l'énergie atomique.

Par la suite, la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* (LSRN) est entrée en vigueur en mai 2000, remplaçant la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*. La LSRN a permis de réitérer l'autorité du gouvernement fédéral quant à la réglementation d'activités associées au cycle du

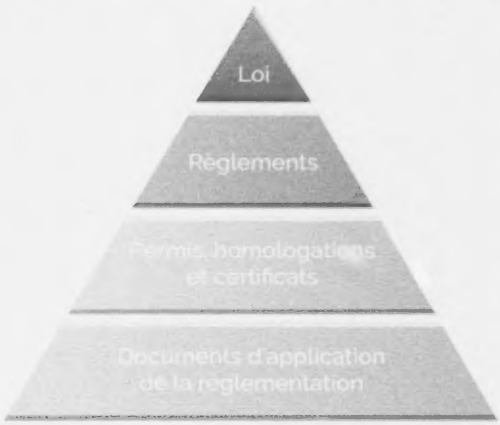
combustible nucléaire au Canada et constitue une modernisation du régime de réglementation nucléaire du Canada.

En particulier, la LSRN vise ce qui suit :

- réglementer le développement, la production et l'utilisation de l'énergie nucléaire ainsi que la production, la possession et l'utilisation des substances radioactives, de l'équipement réglementé et des renseignements réglementés afin que :
  - le niveau de risque inhérent à ces activités, tant pour la santé et la sécurité des personnes que pour l'environnement, demeure acceptable
  - le niveau de risque inhérent à ces activités pour la sécurité nationale demeure acceptable
  - ces activités soient exercées conformément aux mesures de contrôle et aux obligations internationales que le Canada a assumées
- informer objectivement le public sur les plans scientifique ou technique ou en ce qui concerne la réglementation du domaine de l'énergie nucléaire, sur les activités de la Commission et sur les conséquences, pour la santé et la sécurité des personnes et pour l'environnement, du développement, de la possession et de l'utilisation de l'énergie nucléaire

La CCSN peut généralement être divisée en deux parties : la Commission, un organe décisionnel qui compte jusqu'à sept membres permanents, et le personnel de la Commission, qui est responsable de veiller à la mise en œuvre des décisions de la Commission, à la gestion et à la tenue à jour de la LSRN et de ses règlements ainsi qu'aux activités quotidiennes de l'organisation. La Commission est un tribunal administratif indépendant du gouvernement, sans lien avec l'industrie nucléaire ou un ministre fédéral en particulier. Elle relève directement du Parlement et dispose de tous les pouvoirs nécessaires à l'exécution de ses fonctions liées à la parution, la sommation et l'interrogatoire des témoins, la production et l'examen des documents, l'application de ses décrets et toute autre question relevant de sa compétence.

Figure 15 : Structure hiérarchique du cadre de réglementation de la CCSN



Le cadre de réglementation de la CCSN (voir la figure 15) regroupe les lois adoptées par le Parlement, qui régissent le secteur nucléaire du Canada, ainsi que les règlements, les permis et les documents utilisés par la CCSN pour le réglementer. La CCSN s'est engagée à fournir des instruments de réglementation qui établissent clairement ses attentes. Les documents d'application de la réglementation sont un élément clé du cadre de réglementation de la CCSN pour les activités nucléaires au Canada. Ils expliquent aux titulaires de permis et aux demandeurs les mesures qui doivent être prises pour respecter les exigences établies dans la LSRN et ses règlements d'application. Ils peuvent aussi comporter des directives pratiques et des suggestions à

l'intention des titulaires de permis et des demandeurs sur la manière de se conformer aux exigences réglementaires de la CCSN.

L'un des principaux processus opérationnels de la CCSN consiste à assurer la conformité aux lois, aux règlements et aux exigences d'autorisation au moyen d'activités de vérification de la conformité et d'application de la loi. La vérification de la conformité comprend des inspections de sites ainsi que l'examen des activités opérationnelles et des documents des titulaires de permis. Les inspecteurs de la CCSN sont désignés et autorisés, en vertu de la LSRN, à appliquer les exigences réglementaires.

La CCSN applique une approche graduelle en matière d'application de la loi afin de promouvoir et d'imposer la conformité et d'empêcher toute situation de non-conformité. Lorsqu'une telle situation (nouvelle ou soutenue) est décelée, le personnel de la CCSN évalue l'importance de la non-conformité et détermine la mesure d'application de la loi appropriée, selon la méthode graduelle de la CCSN en la matière.

La Commission rend des décisions sur la délivrance de permis aux grandes installations nucléaires au moyen d'un processus d'audiences publiques. Ces dernières donnent aux parties visées, aux membres du public et aux groupes autochtones la possibilité d'être entendus par la Commission. À la suite d'une audience publique, la Commission délibère et rend sa décision. Elle tient également des réunions publiques. Enfin, toutes les délibérations de la Commission sont diffusées sur le Web et peuvent être visionnées par les parties intéressées. Afin de favoriser la participation du public et des Autochtones aux questions liées à la CCSN, le Programme de financement des participants a été mis en place.

La CCSN veille à la transparence en mettant tous les rapports annuels de conformité et de surveillance réglementaire à la disposition du public, notamment en affichant publiquement les résultats de vérifications nationales et internationales (par ex., le SEIR) et la réponse de la CCSN à ces vérifications.

5.2.1 Protection de l'environnement en vertu de la LSRN

En vertu de la LSRN, la CCSN est responsable de veiller à ce que les installations nucléaires autorisées mènent leurs activités en toute sécurité de manière à assurer la protection de l'environnement et de la santé, la sûreté et la sécurité des personnes. Le REGDOC-2.9.1, *Protection de l'environnement : Principes, évaluations environnementales et mesures de protection de l'environnement*, consigne le cadre et les attentes de la CCSN à l'égard de cet élément du mandat. En vertu de la LSRN et de ses règlements et conformément à l'une des exigences de son permis, chaque titulaire de permis doit élaborer et tenir à jour un programme de protection de l'environnement portant sur tous les aspects de son installation ou de son activité qui pourraient affecter l'environnement.

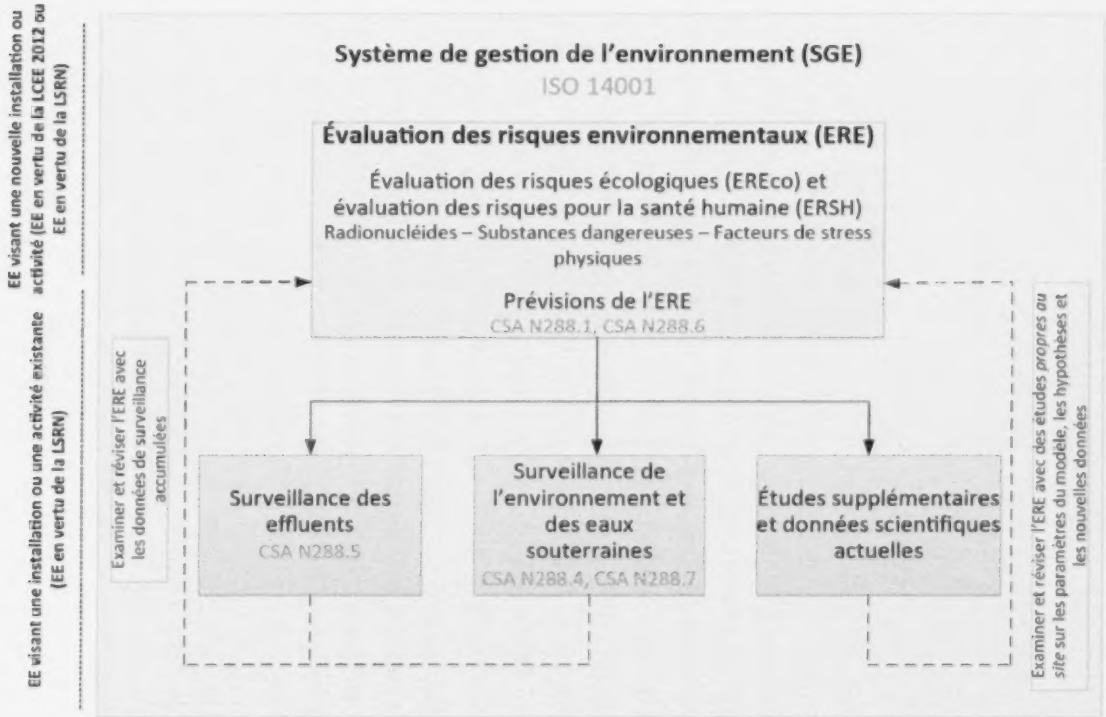
Le programme de protection de l'environnement comprend une politique environnementale assortie d'engagements à l'égard de l'application du principe ALARA (pour les radionucléides) et des meilleurs techniques existantes d'application rentable (MTEAR) (pour les substances dangereuses), des principes du pollueur-payeur et de la prudence ainsi que des concepts de prévention de la pollution, de développement durable et de gestion adaptative.

Voici les principaux éléments du programme de protection de l'environnement d'une grande installation :

- une évaluation des risques environnementaux
- un programme de surveillance des effluents et des émissions
- un programme de surveillance de l'environnement
- un système de gestion de l'environnement

Les liens entre ces éléments sont illustrés à la figure 16 et assortis des normes CSA correspondantes portant sur les exigences relatives à chaque élément. Le processus débute par une évaluation environnementale réalisée en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (2012) (LCEE 2012) ou de la LSRN. Cette évaluation comprend notamment la réalisation d'une évaluation du risque environnemental (ERE) consistant à évaluer le risque écologique et le risque pour la santé humaine.

Figure 16 : Cadre de protection de l'environnement et liens entre l'évaluation du risque environnemental, la surveillance et la gestion (Source : REGDOC-2.9.1 de la CCSN)



La CCSN s'assure que les titulaires de permis ont pris des mesures de contrôle efficaces (p. ex., les systèmes de traitement des eaux usées, les technologies de réduction de la pollution de l'air, les barrières artificielles et administratives et d'autres techniques) dans le but d'empêcher ou de

minimiser les rejets dans l'environnement. Ces mesures de prévention et de contrôle visent à mettre en place des technologies et des techniques qui respectent les principes ALARA et MTEAR. Les limites de rejets sont fixées par le permis, tout comme les seuils d'intervention réglementaires. Ces derniers, qui sont considérablement inférieurs aux limites prévues par les permis, constituent un système d'alerte rapide permettant de s'assurer que les titulaires de permis surveillent attentivement leurs activités et leur rendement et que les limites de rejets ne sont pas atteintes.

Le programme de surveillance des effluents permet de mesurer les rejets de substances radioactives et dangereuses dans l'air et dans l'eau ainsi que de veiller à ce que ces rejets demeurent inférieurs aux limites prévues par le permis. En outre, il est essentiel à la gestion des autres substances radioactives ou dangereuses relevées pour chaque site au moyen de l'ERE et nécessitant une surveillance.

Un programme de surveillance de l'environnement permet de mesurer les concentrations de substances radioactives et dangereuses dans différents milieux environnementaux (p. ex., l'air, l'eau, la végétation, les aliments et le sol) afin de démontrer que le public et les composantes abiotiques et biotiques de l'environnement sont protégés. Les paramètres du programme de surveillance sont déterminés en fonction des exigences réglementaires et des résultats des ERE propres à chaque site.

L'ERE fait l'objet d'un examen et d'une mise à jour périodique (tous les cinq ans ou moins) et d'une nouvelle évaluation des programmes de surveillance connexes. Les révisions de l'ERE tiennent compte de la somme de connaissances sur le site tirées de l'expérience de l'exploitation, de la surveillance, d'enquêtes spéciales et de l'intégration des progrès accomplis sur le plan des connaissances dans d'autres domaines (p. ex., en sciences). Tous ces éléments sont gérés par l'intermédiaire du système de gestion environnementale d'un titulaire de permis.

Reconnaissant que la protection de l'environnement au Canada constitue une responsabilité partagée, la CCSN collabore avec d'autres compétences et d'autres ministères fédéraux. Le cas échéant, elle peut conclure des ententes officielles pour mieux protéger l'environnement, par exemple des protocoles d'entente avec d'autres ministères (comme Pêches et Océans Canada, Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada).

5.2.2 Programme indépendant de surveillance environnementale de la CCSN

En plus d'obliger les titulaires de permis à mettre en œuvre des programmes de surveillance de l'environnement exhaustif, la CCSN effectue aussi une surveillance indépendante à proximité des grandes installations nucléaires. Le Programme indépendant de surveillance environnementale (PISE) de la CCSN vise à vérifier que le public et l'environnement à proximité des installations nucléaires autorisées sont protégés.

Le PISE est mis en œuvre dans les installations de tous les secteurs du cycle du combustible nucléaire. Des plans d'échantillonnage propres à chaque site sont élaborés et visent à mesurer les concentrations de contaminants dans l'environnement sur les sites accessibles au public, comme les parcs, les complexes d'habitation et les plages, et dans les zones d'intérêt relevées dans les ERE. Des échantillons peuvent être prélevés dans l'air, l'eau, le sol, les sédiments, la végétation

(comme l'herbe et les mauvaises herbes) et les aliments (comme le poisson, la viande et les fruits et légumes).

Les échantillons sont analysés au laboratoire de la CCSN pour mesurer les contaminants radiologiques et non radiologiques associés aux activités de l'installation nucléaire et énumérés dans l'ERE du site. Les niveaux de contaminants sont comparés aux valeurs applicables (p. ex., les recommandations et le rayonnement naturel) afin de confirmer qu'il n'y a aucun effet sur la santé humaine ou l'environnement. Les rapports, les données et les cartes interactives d'échantillonnage du PISE peuvent être consultés sur le site Web de la CCSN. Le PISE et les programmes de surveillance des titulaires de permis continuent de démontrer que le public et l'environnement sont protégés.

5.2.3 Transport en vertu de la LSRN

Au Canada, la responsabilité du transport sûr des substances radioactives est assumée conjointement par la CCSN et Transports Canada.

Deux règlements principaux s'appliquent au transport de substances radioactives : le *Règlement sur le transport des marchandises dangereuses* (RTMD) de Transports Canada et le *Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires (2015)* de la CCSN (RETSN 2015). Ces deux règlements visent à préserver la santé, la sûreté et la sécurité du public et à protéger de l'environnement dans le contexte du transport des substances radioactives. Tant le RTMD que le RETSN 2015 s'appliquent à tous ceux qui manipulent, offrent de transporter, transportent ou reçoivent des substances radioactives.

Comme la plupart des pays industrialisés, le Canada fonde sa réglementation sur l'emballage et le transport des substances radioactives sur le *Règlement de transport des matières radioactives* (2012) de l'AIEA. Au moyen du RETSN 2015, la CCSN réglemente tous les aspects de l'emballage des substances radioactives, y compris la conception, la production, l'utilisation, l'inspection, l'entretien et la réparation des colis. Elle réglemente également toutes les étapes du transport, de la préparation des colis pour le transport jusqu'à leur déchargement à la destination finale.

Les règlements ont été élaborés en fonction du principe fondamental selon lequel la sûreté dépend en grande partie de la conception des colis de transport. Ce principe, auquel s'ajoutent des contrôles réglementaires administratifs supplémentaires liés à l'étiquetage, la pose de plaques, la documentation, l'assurance de la qualité et les registres d'entretien, assure un transport sûr des substances radioactives dans tous les modes de transport.

Tous les colis sont choisis en fonction de la nature, la forme, la quantité et le niveau d'activité des substances nucléaires à transporter. Pour tous les types de colis, il existe des exigences générales de conception garantissant qu'ils peuvent être manipulés aisément et en toute sécurité, être fixés solidement et être en mesure de résister aux conditions habituelles de transport.

Les colis conçus pour le transport de substances radioactives à risque élevé doivent être homologués par la CCSN avant d'être utilisés au Canada. Leurs utilisateurs doivent informer la CCSN de l'utilisation qu'ils feront des colis et indiquer qu'ils possèdent la formation nécessaire pour bien les préparer en vue de l'expédition. Ces colis doivent subir des essais rigoureux, car la

manipulation incorrecte de leur contenu peut entraîner de graves conséquences. Ces essais doivent simuler des conditions de transport tant normales qu'hypothétiques et incluent une épreuve en chute libre, une épreuve de perforation, une épreuve thermique et des simulations d'accidents d'avion.

Conformément au RETSN 2015 et au RTMD, les expéditeurs doivent mettre en place des mesures d'intervention en cas d'urgence liées au transport de leurs matières radioactives. En outre, conformément au RTDM, l'expéditeur doit inscrire un numéro de téléphone valide 24 heures sur 24 sur le document d'expédition accompagnant un colis de marchandises dangereuses. Ces exigences ont pour but de s'assurer que les premiers répondants aient un accès immédiat à de l'assistance technique appropriée.

Par ailleurs, le RETSN 2015 stipule que tous les incidents doivent être immédiatement signalés à la CCSN. Dès qu'il est averti d'un incident de transport visant des substances radioactives, le personnel de la CCSN fera le suivi de la situation afin de fournir de l'information et des conseils techniques appropriés aux intervenants sur place. Il peut être déployé immédiatement, si nécessaire, pour aider à gérer l'incident.

Aux termes du RTMD, le transport de certaines substances radioactives nécessite également, au préalable, l'élaboration par l'expéditeur d'un plan d'intervention d'urgence (PIU) qui doit être approuvé par Transports Canada. Le PIU décrit la marche à suivre en cas d'accident de transport mettant en cause certaines marchandises dangereuses. Il vise à aider les intervenants d'urgence en leur offrant l'aide d'experts techniques et de membres du personnel spécialement formés et équipés en intervention d'urgence sur les lieux d'un incident. Le PIU décrira les capacités d'intervention, l'équipement et les procédures spécialisés qui serviront à appuyer une intervention lors de tels incidents.

Dans l'ensemble, le dossier de sûreté global du transport des substances radioactives au Canada et dans le monde entier a toujours été excellent. Il n'est jamais survenu de blessures graves, de décès ou de conséquences environnementales attribuables à la nature radioactive des substances transportées depuis l'établissement de la réglementation sur le transport de l'AIEA il y a plus de 60 ans.

5.2.4 Réduire au minimum le risque découlant d'accidents nucléaires

La lettre de nomination de l'Association canadienne du droit de l'environnement (ACDE 2016) soulignait des préoccupations à l'égard des rejets potentiels de radionucléides dans les Grands Lacs à la suite d'accidents, notamment ceux liés au transport.

Au Canada, chaque centrale nucléaire dispose de nombreux systèmes de sûreté robustes qui ont été conçus pour prévenir les accidents et en réduire les conséquences. Tous ces systèmes sont entretenus et inspectés régulièrement et mis à niveau, au besoin, pour que les centrales respectent ou dépassent les normes de sûreté rigoureuses établies par la CCSN.

Peu après l'accident survenu à Fukushima, la CCSN a lancé un examen de toutes les grandes installations nucléaires au Canada. Cet examen, effectué par un groupe de travail de la CCSN, a permis de confirmer que les installations nucléaires canadiennes peuvent résister à des événements externes plausibles, comme des séismes, et y réagir convenablement.

En réponse aux recommandations du Groupe de travail sur Fukushima et au terme de consultations exhaustives, la CCSN a élaboré un plan d'action visant à renforcer la sûreté des centrales et d'autres grandes installations nucléaires.

Ce plan d'action a été mis en œuvre en trois phases (à court, moyen et long terme), fondé sur l'orientation de la direction et sur les consultations publiques. Les dernières mesures ont été achevées en 2016.

À la suite de l'accident de Fukushima, la CCSN a davantage axé ses activités sur la prévention et l'atténuation en tenant compte de la défense en profondeur. Ces améliorations continues sur le plan de la sûreté ont permis de mettre en place des mesures améliorées de prévention des accidents, d'atténuation des conséquences et de protection du public.

Les conséquences potentielles des accidents constituent également des considérations en vertu de la LSRN et de la LCEE 2012. Par exemple, la CCSN exige des promoteurs qu'ils incluent dans leurs études techniques des renseignements sur les défaillances et sur les accidents (des énoncés des incidences environnementales) afin de faciliter la réalisation des évaluations environnementales conformément à la LCEE 2012.

Dans le passé, on a évalué des rejets accidentels directs dans les Grands Lacs dans le cadre des EE liées à la réfection et l'exploitation continue de Pickering–B (OPG 2007) ainsi qu'à la réfection en vue du prolongement de la vie utile et de l'exploitation continue de Bruce–A (Bruce Power 2006). Dans ces deux cas, les EE en arrivaient à la conclusion qu'il n'y avait pas d'effets environnementaux importants.

La lettre de nomination de l'ACDE (ACDE 2016) souligne également deux activités liées au transport pour lesquelles on avait procédé à une analyse exhaustive des accidents en vertu de la LSRN.

En ce qui a trait au transport de générateurs de vapeur, le personnel de la CCSN a évalué la protection des sources d'eau potable en tant que scénario limitatif sur le plan de la santé humaine et de l'environnement en cas d'accident durant le chargement et le transport maritime des générateurs de vapeur de Bruce Power (CCSN 2010). L'évaluation a permis de conclure que les sources d'eau potable seraient protégées en cas d'accident.

Dans le cas du transport de nitrate d'uranyle liquide hautement enrichi, le personnel de la CCSN a évalué (CCSN 2014) les effets possibles sur les principaux plans d'eau en cas de rejet accidentel. Dans le cadre de cette évaluation, un scénario mettait en scène la traversée d'un pont près de la décharge du lac Ontario, le long de la rivière des Outaouais. Étant donné les faibles doses prévues (une fraction de la limite de dose pour le public de 1 mSv), la nature de tous rejets potentiels et les efforts d'assainissement rapides, on prévoyait qu'il n'y aurait aucune conséquence sur la santé humaine.

En résumé, les défaillances et les accidents aux termes du cadre de réglementation du Canada sont rigoureusement pris en compte afin de veiller à minimiser les risques tout au long du cycle de vie d'une installation.

5.3 Coordination gouvernementale, initiatives de surveillance et recherche

Diverses initiatives gouvernementales et activités de recherche sont associées aux radionucléides présents dans les Grands Lacs ou à ceux qui y sont rejetés ou qui pourraient l'être.

5.3.1 Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial

Le Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial (CRFPT) est un comité intergouvernemental ayant pour but d'appuyer les organismes de radioprotection fédéraux, provinciaux et territoriaux dans leurs mandats respectifs en prenant les mesures suivantes :

- servir de point de coordination national pour les organismes de radioprotection gouvernementaux
- favoriser l'harmonisation des programmes de radioprotection et de sûreté
- cerner les nouveaux problèmes dans le domaine de la radioprotection et recommander des lignes de conduite aux instances compétentes
- élaborer et harmoniser des normes et des lignes directrices en matière de radioprotection et des propositions aux fins de textes de loi
- servir de tribune aux représentants des provinces et des territoires, de la CCSN, du ministère de la Défense nationale, de Santé Canada et d'autres ministères et organismes fédéraux
- examiner les demandes d'autres comités et organismes gouvernementaux visés par les questions de santé, de sûreté, de sécurité et de protection de l'environnement, et communiquer régulièrement avec ces comités et ces organismes

La rédaction du document technique pour les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Paramètres radiologiques* (Santé Canada 2009), des *Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles* (Santé Canada 2001), des *Lignes directrices en matière d'intervention dans le cadre de la gestion d'urgences nucléaires* (Santé Canada 2003) et des *Lignes directrices visant à restreindre l'accès à l'eau et aux aliments contaminés par le rayonnement en cas d'urgence* (Santé Canada 2001) constitue quelques-unes des activités associées à cette évaluation.

5.3.2 Programmes ontariens de surveillance des installations nucléaires et de l'eau potable

Les Services de surveillance en matière de radioprotection (SCR) du gouvernement de l'Ontario exploitent un laboratoire de radionucléides ainsi que l'équipement de surveillance des rayonnements dans l'ensemble de la province sous l'égide du ministère du Travail de l'Ontario. Les SCR gèrent le Programme ontarien de surveillance des installations nucléaires, dont le réseau surveille de façon continue l'environnement avoisinant les installations nucléaires de la province. Ils offrent également des services de laboratoire pour appuyer le Plan provincial d'intervention en cas d'urgence nucléaire de l'Ontario.

Un réseau de postes de surveillance de l'environnement a été établi à proximité des trois centrales nucléaires ontariennes de Bruce, Darlington et Pickering, ainsi que dans les environs des Laboratoires de Chalk River, au nord d'Ottawa. Un autre poste, dans la région d'Amherstburg, permet de surveiller la centrale de Fermi 2 située au sud de Detroit (Michigan).

Des échantillons environnementaux recueillis en ces emplacements sont analysés par les SCR afin d'y déceler certains radionucléides. De plus, on prélève régulièrement des échantillons d'air, d'eau potable et d'aliments (le lait) dans tous ces lieux. Le programme vise à détecter dans l'environnement des concentrations de radionucléides qui pourraient exposer le public à une dose annuelle de 0,1 mSv par inhalation ou par ingestion. Les rapports sont publiés sur le site Web du ministère du Travail de l'Ontario.

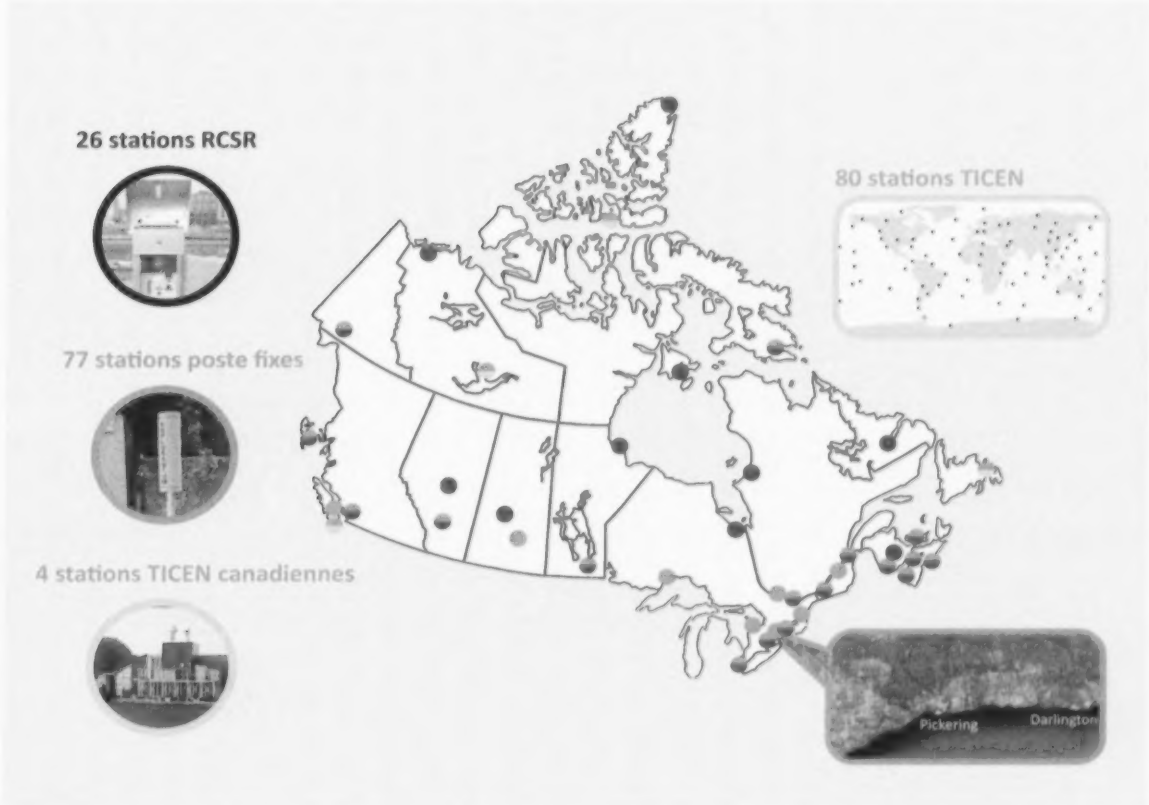
Le ministère de l'Environnement et des Changements climatiques de l'Ontario gère le Programme de surveillance de l'eau potable de la province, qui vise à surveiller la qualité de l'eau dans certains réseaux municipaux d'eau potable aux fins d'études et de recherches. Il s'agit d'un partenariat volontaire qui complète les efforts de surveillance réglementaire qui incombent aux exploitants de distribution d'eau potable. Le programme permet de surveiller un éventail de paramètres inorganiques, organiques et radiologiques. Parmi ces derniers paramètres, notons le rayonnement alpha et bêta ainsi que le tritium. Les résultats du programme permettent d'appuyer l'évaluation des programmes de surveillance dans les zones rapprochées réalisées dans les installations réglementées par la CCSN. Des ensembles de données peuvent être téléchargés à partir du site Web de données ouvertes du gouvernement de l'Ontario.

5.3.3 Réseaux de surveillance des rayonnements de Santé Canada

Santé Canada gère un programme national de surveillance des rayonnements, le Réseau canadien de surveillance radiologique (RCSR), qui comporte une série de réseaux intégrés de surveillance.

Des postes du RCSR se trouvent dans les principales agglomérations et dans les grandes installations nucléaires au Canada. À l'heure actuelle, Santé Canada et le gouvernement de l'Ontario collaborent de manière à ce que le Programme ontarien de surveillance des installations nucléaires gère les installations de l'Ontario. Santé Canada gère les postes de surveillance de la centrale de Gentilly-2 au Québec et de la centrale de Point Lepreau au Nouveau-Brunswick. Le RCSR prélève régulièrement des échantillons d'eau potable, de précipitations, de vapeur d'eau et de particules atmosphériques, de rayonnements gamma externes et de lait aux fins d'analyse de leur radioactivité.

Figure 17 : Réseaux de surveillance des rayonnements de Santé Canada



En 2000, Santé Canada a renforcé le RCSR au moyen du réseau de surveillance en poste fixe (RSPF), qui constitue un système de radiodétection surveillant en temps réel les doses au public de substances radioactives dans l'air. Il surveille les rejets atmosphériques associés aux activités et aux installations nucléaires à l'échelle nationale et internationale. Le système compte 77 postes de surveillance exploités à distance au Canada qui couvrent les principales agglomérations, les installations nucléaires et les postes d'amarrage potentiels des navires à propulsion nucléaire. Ces postes de surveillance assurent une mesure continue des niveaux de rayonnement gamma provenant des contaminants en suspension dans l'air et des contaminants qui se sont déposés au sol. À partir de ces données, les estimations de la dose externe sont calculées. L'information à cet égard est publiée sur le site Web de Santé Canada.

En plus des RCSR et RSPF, Santé Canada gère dans le monde entier 4 des 80 postes de mesure des radionucléides particulaires en suspension dans l'air et des gaz rares radioactifs afin d'appuyer le *Traité d'interdiction complète des essais nucléaires*.

La figure 17 montre les divers réseaux de surveillance des rayonnements de Santé Canada. Ceux-ci sont en mesure de détecter de modestes hausses d'activité des radionucléides et de remonter à leur source à l'échelle mondiale (par ex., les essais nucléaires souterrains en Corée du Nord) ou locale (par ex., les installations nucléaires canadiennes). Le système est suffisamment sensible

pour détecter dans les rejets des centrales nucléaires canadiennes des fluctuations qui s'inscrivent dans les limites réglementaires prévues par leurs permis.

5.3.4 Programme de recherche et de développement de la CCSN

La CCSN finance un programme de recherche afin d'acquérir les connaissances et les renseignements nécessaires pour appuyer sa mission de réglementation. Le Programme permet à la CCSN d'avoir accès à des conseils indépendants, une expertise, de l'expérience, de l'information et d'autres ressources par le biais de contrats, de subventions et de contributions établis avec le secteur privé et d'autres organismes et organisations du Canada et de l'étranger.

Le tritium a fait l'objet d'une attention soutenue dans le cadre de ce programme de recherche en raison de son importance pour le cycle du combustible nucléaire au Canada. Ce programme a porté une attention particulière à l'étude des effets biologiques du tritium ainsi qu'aux aspects physiques, chimiques et biologiques ayant une influence sur le transport du tritium dans l'environnement. L'étude a mis l'accent sur les pratiques de gestion industrielle et les technologies de surveillance liées au tritium, les études en laboratoire de la cancérogénicité et de la dosimétrie du tritium, la science environnementale nécessaire pour établir des modèles efficaces des effets sur l'environnement et du transport du tritium ainsi que le calcul de doses. La CCSN publie les résultats de ses études et d'autres activités scientifiques dans le cadre d'un rapport annuel intitulé *La science de la sûreté*, qui présente de l'information sur le Programme de recherche et de soutien de la CCSN. Le rapport annuel de recherche ainsi que davantage de renseignements scientifiques sur le rayonnement et la sûreté nucléaire sont disponibles sur le site Web de la CCSN.

5.3.5 Programme fédéral de science et de technologie nucléaires

Mis en place par le gouvernement du Canada, le Programme fédéral de science et de technologie nucléaires (PFSTN), vise à ce que les priorités nucléaires canadiennes, en particulier celles garantissant la santé, la sûreté et la sécurité, soient fondées sur la science et la technologie nécessaires pour que les Canadiens tirent profit de la technologie nucléaire en toute sécurité. Le Programme, géré par Énergie atomique du Canada limitée, favorise la recherche et le développement des technologies aux Laboratoires Nucléaires Canadiens situés à Chalk River (Ontario).

Les activités de recherche financées au moyen du PFSTN sont divisées en cinq catégories, dont quatre sont axées sur la santé, la sûreté et la sécurité. Des groupes d'experts-conseils, formés de représentants des organismes gouvernementaux responsables de la réglementation ou de domaines liés à la catégorie visée, formulent des lignes directrices relatives aux orientations bénéfiques de la recherche.

La catégorie axée sur la santé met l'accent sur la recherche qui favorise la mise au point d'applications biologiques et la compréhension des conséquences du rayonnement sur les organismes vivants. Dans cette optique, des projets de recherche visent à enquêter sur les effets de l'exposition chronique à de faibles doses de rayonnement gamma ou bêta du tritium, tant à l'échelle cellulaire qu'à l'échelle du corps entier des organismes biologiques.

La catégorie axée sur l'environnement met l'accent sur la recherche qui vise l'intendance de l'environnement et la gestion des déchets radioactifs. Une grande partie de la recherche à cet égard est intimement liée, de façon directe et indirecte, aux radionucléides dans les Grands Lacs. Des projets récents et en cours portent sur l'étude du césium et du strontium dans l'environnement, que ce soit dans l'eau, le sol, les plantes, les sédiments ou le poisson, afin de renforcer la compréhension des mécanismes de transport dans l'environnement ainsi que de la biocinétique. Le rôle du tritium lié aux composés organiques (sur les plans terrestres et aquatiques) dans le cadre du cycle environnemental du tritium revêt un intérêt particulier en vue d'actualiser la science permettant d'établir des modèles de prévision, comme ceux utilisés par la CCSN et les titulaires de permis afin de modéliser le transport des radionucléides.

En 2017, un nouveau projet visant à mettre au point des modèles biocinétiques du césium et du strontium dans les réseaux trophiques aquatiques des Grands Lacs a été lancé.

Conclusion de la partie II

Dans les sections précédentes, nous avons examiné les cadres nationaux et internationaux de gestion des risques et les cadres réglementaires actuels visant les radionucléides et donné un aperçu des activités actuelles de surveillance et de recherche provinciales et fédérales. Les radionucléides sont parmi les substances les plus réglementées aux échelles nationale et internationale. Il existe un cadre de protection internationalement reconnu qui a effectivement maintenu les doses de rayonnement touchant les travailleurs et le public bien en dessous des limites réglementaires. Des réseaux de surveillance des rayonnements ont été établis à l'échelle nationale avec une coordination serrée entre les réseaux de surveillance provinciaux et internationaux.

Le Canada dispose d'un organisme national indépendant de réglementation nucléaire, la CCSN, dont le mandat est de protéger l'environnement et la santé et la sécurité des personnes. La CCSN n'a aucun rôle promotionnel envers l'industrie. Le cadre de réglementation de la CCSN exige que les titulaires de permis effectuent de la surveillance radiologique spécifique à leurs installations, tandis que la CCSN effectue elle-même un contrôle indépendant de l'environnement entourant les installations nucléaires réglementées. De solides relations intergouvernementales ont été établies aux paliers fédéral et provincial pour s'assurer que les radionucléides et les rayonnements sont gérés en toute sécurité.

L'exhaustivité du cadre réglementaire actuel et des réseaux de surveillance et de recherche fédéraux et provinciaux peut être évaluée en comparant les pratiques et les structures actuelles relativement aux engagements de l'Annexe 3 visant les produits chimiques désignés comme sources de préoccupations mutuelles (PCSPM). Les initiatives de gestion des risques liés aux PCSPM avec une évaluation de l'état de ces activités au Canada sont présentées dans le tableau 13.

Tableau 13 : Comparaison des activités de gestion des risques associées à une classification PCSPM avec l'état actuel de ces activités visant les radionucléides au Canada

Élaborer des stratégies de gestion des risques pouvant inclure des mesures de recherche, de suivi, de surveillance, de prévention et de contrôle de la pollution
✓ **Actuellement en place :** Il existe actuellement un éventail d'activités de recherche, de suivi et de surveillance (pour l'ensemble du bassin hydrographique et aux installations spécifiques) visant les radionucléides dans les Grands Lacs. Il existe des contrôles réglementaires établis sur les rejets de radionucléides et des engagements au niveau des installations et dans le cadre réglementaire nucléaire de prévention de la pollution.
Élaborer et mettre en œuvre des objectifs, des critères et des lignes directrices touchant la qualité de l'eau, assujettis à la législation et la réglementation nationales
✓ **Actuellement en place :** Des limites de dose de rayonnement et des normes de qualité de l'eau potable existent déjà dans la législation et sont surveillées et appliquées. Des organismes de réglementation nationaux et internationaux ont élaboré des objectifs et des lignes directrices en matière de gestion des risques pour la protection du public et de l'environnement. Les radionucléides sont déjà réglementés au Canada pour protéger le public et l'environnement. Les lignes directrices sur la qualité de l'eau potable au Canada reposent sur les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé.
Réduire les rejets anthropiques de PCSPM et de produits contenant des PCSPM tout au long de leur cycle de vie
✓ **Actuellement en place :** Le principe ALARA et l'amélioration continue requise en vertu de la LSRN, de ses règlements d'application et des documents d'application de la réglementation imposent aux titulaires de permis non seulement de respecter les limites réglementaires, mais aussi de réduire les rejets et les expositions sur une base continue.
Promouvoir l'utilisation de substances chimiques plus sûres et de technologies qui réduisent ou éliminent les utilisations et les rejets de PCSPM
✓ **Actuellement en place :** Le système de radioprotection de la CIPR répond à ce point en appliquant les principes fondamentaux de justification, d'optimisation et de limitation. La justification garantit qu'une nouvelle pratique nucléaire ne sera pas adoptée à moins que les avantages pour les individus et/ou la société ne compensent les préjudices potentiels. Une fois la justification apportée, l'application d'optimisation (BATEA et ALARA) garantit l'utilisation des technologies les plus appropriées pour réduire les rejets.
Continuer les progrès vers une bonne gestion des PCSPM en utilisant des méthodes responsables, adaptées et basées sur la science
✓ **Actuellement en place :** En vertu de la LSRN, la responsabilisation est démontrée par le processus réglementaire. La participation des parties intéressées est assujettie à la réglementation dans le cadre du processus, avec un soutien financier disponible pour encourager une participation significative. ✓ **Actuellement en place :** La gestion adaptative est directement intégrée dans le cadre environnemental de la CCSN tel que précisé dans le document REGDOC-2.9.1 et cela a été démontré dans les décisions de la Commission. ✓ **Actuellement en place :** Il existe des cadres réglementaires national et international qui évaluent en permanence la science sous-jacente aux activités nucléaires en modifiant, le cas échéant, le cadre de radioprotection et les réglementations connexes. La nouvelle science est intégrée dans les règlements et les pratiques réglementaires de la CCSN à mesure qu'elle évolue et doit être intégrée dans les évaluations des risques environnementaux spécifiques aux titulaires de permis par le biais du processus cyclique d'examen quinquennal.
Surveiller et évaluer les progrès et l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution pour les PCSPM et, au besoin, adapter les approches de gestion

✓ **Actuellement en place :** Les exigences réglementaires actuelles traitent de cette question, y compris l'exigence d'amélioration continue qui a entraîné une réduction des quantités de radionucléides rejetées par les installations réglementées par la CCSN.
Échanger des informations sur le suivi, la surveillance, la recherche, les technologies et les mesures de gestion des PCSPM
✓ **Actuellement en place :** Un vaste réseau international réservé à l'échange et au transfert de connaissances liées à la protection du public et de l'environnement contre les rayonnements ionisants existe actuellement.
✓ **Possibilités d'amélioration :** La CCSN considère qu'il s'agit d'un domaine qui pourrait bénéficier d'améliorations supplémentaires, et des initiatives sont en cours d'élaboration pour atteindre cet objectif. Il est nécessaire d'améliorer l'accès du public aux données concernant les rejets de radionucléides et les résultats de la surveillance de l'environnement recueillis et publiés par divers organismes gouvernementaux.
Coordonner et collaborer avec divers intervenants sur les priorités scientifiques, la recherche, le suivi et les activités de surveillance dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs
✓ **Actuellement en place :** Des progrès substantiels ont été réalisés pour améliorer la coordination et la collaboration à l'échelle nationale. On compte notamment les activités du Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial, la signature de multiples protocoles d'entente entre la CCSN et d'autres organismes fédéraux et provinciaux et la mise en place du Programme fédéral de science et de technologie nucléaires avec divers organismes gouvernementaux qui jouent un rôle consultatif pour les thèmes de recherche. ✓ **Possibilités d'amélioration :** Cela demeurera un domaine sujet à une amélioration continue, en particulier en ce qui concerne la coordination des activités de recherche et de surveillance de lacs entiers en raison des difficultés logistiques et des coûts associés à ces activités.

6.0 Conclusions et recommandations

Les données sur les quantités de radionucléides surveillés dans les Grands Lacs ont été résumées et évaluées à l'aide de méthodes d'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine reconnues à l'échelle nationale et internationale. Les résultats sont comparés avec les valeurs de référence scientifiques pour la protection de l'environnement et de la santé humaine. Cette évaluation, qui utilise le grand volume de données environnementales disponibles et la meilleure science sur les effets des rayonnements ionisants sur la santé humaine et l'environnement, indique qu'il n'y a aucune preuve suggérant que les radionucléides présentent un risque déraisonnable pour l'environnement, la santé ou la sécurité dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

De plus, les radionucléides sont parmi les substances les plus réglementées aux paliers national et international. Le Canada dispose d'un organisme national indépendant de réglementation nucléaire, la CCSN, dont le mandat est de protéger l'environnement et la santé et la sécurité des personnes. La CCSN n'a aucun rôle promotionnel pour l'industrie. De solides relations intergouvernementales ont été établies à la fois aux niveaux fédéral et provincial pour s'assurer que les radionucléides et les rayonnements sont gérés en toute sécurité.

Lorsque l'exhaustivité du cadre réglementaire actuel et du réseau national de surveillance et de recherche est prise en compte, il est clair que des activités sont déjà en place au palier fédéral, ce qui satisfait à tous les engagements de l'annexe 3 pour les PCSPM désignés. Par conséquent, sur la base de l'évaluation résumée dans ce rapport, la CCSN a conclu que :

- la santé et la sécurité des personnes et de l'environnement associés aux Grands Lacs sont protégées
- la désignation de radionucléides en tant que PCSPM n'entraînerait ni ne permettrait une action supplémentaire de la part du gouvernement fédéral canadien

Par conséquent, il est recommandé que le Canada ne soutienne pas la désignation des radionucléides en tant que PCSPM candidats pour une évaluation plus approfondie.

7.0 Bibliographie

1. AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), *Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards, general safety requirements*, Partie 3, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne (Autriche) STI/PUB/1578, 2014b.

2. AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), *Clearance of materials resulting from the use of radionuclides in medicine, industry and research*, document technique de l'AIEA, AIEA-TECDOC-1000, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne (Autriche) ISSN-1011-4289, 1998.

3. AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), *Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry*, Collection rapports de sûreté n° 34, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne (Autriche) STI/PUB/11171, 2003.

4. IAEA (Agence internationale de l'énergie atomique), *Radiation protection and management of norm residues in the phosphate industry*, Collection Rapports de sûreté n° 78, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne (Autriche), STI/PUB/1582, 2013.

5. AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique), *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife*, Collection Rapport technique n° 479, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne (Autriche) STI/DOC/010/479, 2014a.

6. Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A., Copplestone D., Howard B.J., Howe P., Oughton D. et Whitehouse P., « Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect) : proposed numerical benchmark values », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, n° 12, p. 1100-1108, 2009.

7. Baweja A.S., Joshi S.R. et Demayo A., *Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984*, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Direction de la qualité des eaux, Série scientifique, étude n° 156, 1987.

8. BEIR VII, *Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation: BEIR VII phase 2*, Committee to assess health risks from Exposure to low levels of ionizing radiation, United States National Research Council of the National Academies, National Academy Press, Washington, 2006.

9. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Copplestone D. et Hosseini A., « A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals! », *Journal of Radioactivity*, vol. 153, p. 141-148, 2016.

10. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Copplestone D., Pröhl G. et Ulanovsky A., « The ERICA tool », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 1371-1383, 2008.

11. Brown J.E., Thørring H. et Hosseini A., *The "EPIC" impact assessment framework – a deliverable report for EU Funded Project ICA2-CT-2000-10032*, Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, 175 p., 2003.

12. Bruce Power, *Bruce A Refurbishment for Life Extension and Continued Operation Project Environmental Assessment Study Report*, 2006.

13. Association canadienne du droit de l'environnement (ACDE), *Radionuclides as a chemical of mutual concern in the Great Lakes basin*, rédigé par John Jackson pour l'Association canadienne du droit de l'environnement, 2016.

14. CCSN (Commission canadienne de sûreté nucléaire), *Rapport d'évaluation technique : Conception du colis NAC LWT pour le transport de solution liquide de nitrate d'uranyle hautement enrichi*, 2014.

15. CCSN (Commission canadienne de sûreté nucléaire), CMD 10-H19 *Submission from CNSC staff on application for Bruce Power for licence to transport 16 steam generators to Sweden*, 2010.

16. Choppin G.R., Liljenzin J.O. et Rydberg J., *Radiochemistry and nuclear chemistry*, 3rd edition. Butterworth-Heinemann, Woburn (Massachusetts), 2002.

17. Commission mixte internationale (CMI), 1983 *Report on Great Lakes water quality – Appendix on radioactivity*, Comité sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, Commission mixte internationale, Windsor (Indiana), 1983.

18. Conseil de l'Union européenne, « Directive 2013/59/EURATOM du Conseil du 5 décembre 2013 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire contre les dangers résultant de l'exposition aux rayonnements ionisants et abrogeant les directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom et 2003/122/Euratom », *Journal officiel de l'Union européenne*, 17.1.2014, 2013.

19. CSA (Association canadienne de normalisation), *N288.6-12 – Évaluation des risques environnementaux aux installations nucléaires de catégorie I et aux mines et usines de concentration d'uranium*, 2012.

20. CSA (Association canadienne de normalisation), *N288.1-14 – Guide de calcul des limites opérationnelles dérivées de matières radioactives dans les effluents gazeux et liquides durant l'exploitation normale des installations nucléaires, 2014a.*

21. CSA (Association canadienne de normalisation), *N292.0-14 – Principes généraux pour la gestion des déchets radioactifs et du combustible irradié, 2014b.*

22. DOE (Département de l'Énergie), *RESRAD-BIOTA: A tool for implementing a graded approach to biota dose evaluation*, Département de l'Énergie des États-Unis, Washington (D.C.), ISCORS Technical Report 2004-02, DOE/EH-0676, 2004.

23. DOE (Département de l'Énergie), *A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota*, Département de l'Énergie des États-Unis, Washington (D.C.), U.S. Technical Standard DOE-STD-1153-2002, 2002.

24. Environnement Canada et Santé Canada, *Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain), Liste des substances d'intérêt prioritaire* – Rapport d'évaluation, rédigé en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, mai 2003, TD193.N2714 2003, ISBN 0-662-75224-4, 2003.

25. Garnier-Laplace J. et Gilbin R. (dir.), *Derivation of predicted-no-effects-dose-rate values for ecosystems (and their sub-organizational levels) exposed to radioactive substances.* Rapport D5 au projet ERICA (contrat de l'EC : F16R-CT-2003-508847), Swedish Radiation Protection Authority, 88 p., 2006.

26. Garnier-Laplace J., Copplestone D., Gilbin R., Alonzo F., Ciffroy P., Gilek M., Agüero A., Björk M., Oughton D.H., Jaworska A., Larsson C.M., et Hingston J., « Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 1474-1483, 2008.

27. Grasty R.L. et LaMarre J.R., « The annual effective dose from natural sources of ionising radiation in Canada », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 108, n° 3, p. 215-226, 2004.

28. Health Physics Society, *Radiation risk in perspective – position statement of the Health Physics Society*, Health Physics Society, Position Statement 110-3, adopté 1996 et révisé en 2010 et 2013, 2016.

29. IAOGP (International Association of Oil and Gas Producers), *Guidelines for the management of naturally occurring radioactive material (NORM) in the oil and gas industry*, rapport n° 412, 2008.

30. Joshi S.R., « Radioactivity in the Great Lakes », *The Science of the Total Environment*, vol. 100, p. 61-104, 1991.

31. King-Sharp K.J., *Tritium in the Great Lakes 2008: Re-evaluation of the Great Lakes tritium model*, Note technique : TN-08-3039, Groupe des propriétaires de CANDU inc., 2009.

32. Klukas M.H. 1999. *Tritium in the Great Lakes: concentration – time model*, Rapport d'Énergie atomique du Canada RC-2247, 1999.

33. Larsso C.M., « Overview of ICRP Committee 5: Protection of the environment », *Annals of the ICRP*, vol. 45, n° 1, supplément, 2016.

34. National Radiological Protection Board, « Revised generalised derived limits for radio-isotopes of strontium, ruthenium, iodine, caesium, plutonium, americium and curium », *NRPB*, vol. 9, n° 1, ISBN 0 85951 413 7, 1998.

35. New York DEC (Department of Environmental Conservation), *Assessment of the risks to fish and wildlife from exposure to ionizing radiation*, New York State Department of the Environmental Conservation, Division of Fish, Wildlife and Marine Resources, 2014.

36. Ontario Hydro, « Annual summary and assessment of environmental radiological data for 1986 », Safety Services Department, Rep. SSD-AR-86-1, Toronto. Dans Joshi, S.R. 1991. « Radioactivity in the Great Lakes », *The Science of the Total Environment*, vol. 100, p. 61-104, 1987.

37. Ontario Power Generation (OPG), *Refurbishment and Continued Operation of Pickering B Nuclear Generating Station Environmental Assessment*, 2007.

38. Organisation mondiale de la Santé, *Directives de qualité pour l'eau de boisson, 3e édition, Volume 1, Recommandations*, Organisation mondiale de la Santé, Genève. ISBN 92-4-254638-0, Organisation mondiale de la santé Genève (Suisse), ISBN : 978-92-4-254638-5, 2004.

39. Programme des Nations Unies pour l'Environnement, *Radiations – Effets et sources*, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Vienne (Autriche), ISBN : 978-92-807-3597-0, 2016.

40. SC (Santé Canada), *Lignes directrices canadiennes sur les restrictions concernant les aliments et l'eau contaminés par la radioactivité à la suite d'une urgence nucléaire – Lignes directrices et justification*, ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Cat. H46-2/01-254F, 2000.

41. SC (Santé Canada), *Lignes directrices canadiennes sur les interventions en situation d'urgence nucléaire*, publication autorisée par le ministre de la Santé, Sa Majesté la Reine du chef du Canada, n° de cat. H46-2/03-326F, 2003.

42. SC (Santé Canada), *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada – Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*, 2004.

43. SC (Santé Canada), *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Paramètres radiologiques*, Bureau de la radioprotection, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario), n° de catalogue H128-1/10-614F-PDF), 2009.

44. SC (Santé Canada), *Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles (MRN), rédigées par le Groupe de travail canadien sur les MRN du Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial*, n° de cat. : H129-34/2013F-PDF, 2011.

45. SC (Santé Canada), *Rapport spécial sur la radioactivité environnementale au Canada concernant les contaminants provenant de l'incident de Fukushima – Rapport technique – Surveillance des émissions de Fukushima au Canada entre mars 2011 et juin 2011*, Bureau de la radioprotection de Santé Canada, ISBN 978-0-660-02801-9, 2015.

46. U.K., Environment Agency, « Radioactive substances regulation – Environmental principles », *Regulatory guidance series*, No RSR 1, Government of the United Kingdom Environment Agency, https ://www.gov.uk/government/publications/radioactive-substances-regulation-environmental-principles, 2010.

47. UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants), *Sources and effects of ionizing radiation UNSCEAR 2008 report to the General Assembly with scientific annexes, vol. I, Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation*, publication de l'Organisation des Nations-Unis New York (New York), ISBN : 978-1-142274-0, 2010.

48. UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants), *Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR 2012 report to the general assembly with scientific annexes A and B. Annex A. Attributing health effects to ionizing radiation exposure and inferring risks*, publication de l'Organisation des Nations-Unis New York (New York), ISBN : 978-92-1-142307-5, 2015.

49. UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants), *Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR 2016 report to the general assembly with scientific annexes A, B, C and D. Annex B : Radiation exposures from electricity generation*, 2017.

50. Yim M-S et Caron F., « Life cycle and management of carbon-14 from nuclear power generation », *Progress in Nuclear Energy*, vol. 48, p. 2-36, 2006.

ACRONYMES

ACDE	Association canadienne du droit de l'environnement
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
ALARA	principe du niveau le plus bas qu'on puisse raisonnablement atteindre (as low as reasonably achievable)
AQEGL	Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs
BATEA	principe des meilleures techniques rentables existantes
BEIR	effets biologiques des rayonnements ionisants
Bq	bequerel
CANDU	CANada Deutérium Uranium
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
COMET	Coordination et adoption d'un instrument pan-européen de radioécologie
CSA	Association canadienne de normalisation
DCGP	dépôt dans des couches géologiques profondes
DRFA	déchets radioactifs de faible activité
DRHA	déchets radioactifs de haute activité
DRMA	déchets radioactifs de moyenne activité
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EE	évaluation environnementale
ERE	évaluation du risque environnemental
ERICA	risque environnemental des contaminants ionisants : évaluation et gestion
FASSETT	cadre d'évaluation de l'impact sur l'environnement
GAP	gestion adaptative progressive
Gy	gray
ICPH	Installation de conversion de Port Hope
IGD	Installation de gestion des déchets
IRPH	Initiative de la région de Port Hope
LCPE	*Loi canadienne de protection de l'environnement*
LDM	limite de détection de la méthode
LSRN	*Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*
MRN	matière radioactive naturelle
NCRP	National Council on Radiation Protection and Measurements (États-Unis)
PCSPM	produit chimique source de préoccupations mutuelles
PFSTN	Programme fédéral de science et de technologie nucléaires
PISE	Programme indépendant de surveillance environnementale
PIU	plan d'intervention d'urgence
PROTECT	protection de l'environnement du rayonnement ionisant dans un contexte réglementaire
RBR	Raffinerie de Blind River
RCSR	Réseau canadien de surveillance radiologique
RETSM	*Règlement sur l'emballage et le transport des substances nucléaires*

RSPF	réseau de surveillance en poste fixe
RSR	rapports de surveillance réglementaire
SC	Santé Canada
SEIR	Service d'examen intégré de la réglementation
SGDN	Société de gestion des déchets nucléaires
SIPR	Système international de protection radiologique
STAR	stratégie pour une radioécologie associée
Sv	sievert
RTMD	*Règlement sur le transport des marchandises dangereuses*
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants

Annexe A : Critères de la CCSN pour la sélection des radio-isotopes dans un seul milieu – Consommation de poissons

La CCSN a déterminé les seuils de référence en se fondant sur une dose efficace annuelle de 0,1 mSv/an pour un membre du public. Cette dose de référence équivaut à un dixième de la limite de dose annuelle du public, et elle est plus basse d'un ordre de grandeur que l'exposition moyenne des Canadiens au rayonnement naturel de 1,8 mSv/an (Grasty et Lamare 2004). Ce seuil de référence a été choisi pour tenir compte des expositions potentielles par d'autres voies et à partir d'autres milieux. Cette approche correspond à celle utilisée dans la rédaction des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* de Santé Canada (SC 2009), dans les *Directives de qualité pour l'eau de boisson* de l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2004) et les limites dérivées généralisées du Royaume-Uni (NRPB 1998).

Les calculs de modélisation de l'exposition reposent sur les équations pour le transfert dans l'environnement et les voies d'exposition de la norme CSA N288.1 (CSA 2014a), soit la norme canadienne approuvée pour le calcul de la dose au public occasionnée par des rejets environnementaux. Les calculs pour les trois catégories d'âge indiquées au tableau A1 afin de tenir compte des différences dans la consommation alimentaire et les habitudes de vie. Pour chaque radionucléide dans chaque type de milieu environnemental, le seuil de dépistage le plus conservateur a été choisi.

Tableau A1 : Catégories d'âge adaptées du tableau 2 de la norme CSA N288.1-14

Désignation	Groupe d'âge (ans)	Âge nominal pour les caractéristiques et les coefficients de dose
Bébé	0 à 5	1 an
Enfant	6 à 15	10 ans
Adulte	16 à 70	Adulte

Les paramètres par défaut du modèle pour les coefficients de dose et les taux d'ingestion pour les catégories d'âge ont été choisis dans la norme CSA N288.1-14. Par exemple, les taux d'ingestion pour chaque catégorie d'âge sont représentés par le 95^e percentile de leur distribution (adultes : 28,1 gr pf/jour, enfants : 18,5 gr pf/j, bébés : 6,4 gr pf/jour) [pf = poids frais.]

Les seuils de référence en Bq (kg pf)$^{-1}$ pour l'ingestion de poisson, SL_{poisson}, sont calculés à l'aide de l'équation 1 :

$$SL_{\text{poisson}} = \frac{0{,}1\ \text{mSv/an}^{-1}}{P(i)_{69} \cdot 1000\ \text{mSv Sv}^{-1}} \qquad (1)$$

où $P(i)_{69}$, est le coefficient de dose provenant de l'ingestion de poisson, en Sv an^{-1} Bq^{-1} kg pf, calculé à l'aide de l'équation 2 :

$$P(i)_{69} = I_{\text{poisson}} \cdot \frac{1\text{ kg}}{1000\text{ g}} \cdot f_{\text{local}} \cdot DCF_f \cdot j_{\text{an}} \qquad (2)$$

où I_{poisson}, est le taux d'ingestion quotidien en unité de g pf $jour^{-1}$ pour le type d'aliment, f_{local} est un nombre sans unité représentant la fraction du poisson consommé d'origine locale, DCF_f, est le coefficient de dose de la CIPR de l'absorption par ingestion par les membres du public, en Sv Bq^{-1} et j_{an} est le nombre de jours par année (365).

Voici des exemples de calcul d'un seuil de référence générique pour la consommation de poisson contenant du tritium :

$$SL_{\text{poisson,adulte}} = \frac{0{,}1\text{ mSv/ yr}^{-1}}{28{,}1 \cdot \frac{1\text{ kg}}{1000\text{ g}} \cdot 1 \cdot 2{,}0 \times 10^{-11} \cdot 365 \cdot 1000\text{ mSv Sv}^{-1}}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

$$SL_{\text{poisson,adulte}} = 4{,}88 \times 10^{5}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

$$SL_{\text{poisson,enfant}} = \frac{0{,}1\text{ mSv yr}^{-1}}{18{,}5 \cdot \frac{1\text{ kg}}{1000\text{ g}} \cdot 1 \cdot 2{,}5 \times 10^{-11} \cdot 365 \cdot 1000\text{ mSv Sv}^{-1}}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

$$SL_{\text{poisson,enfant}} = 5{,}92 \times 10^{5}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

$$SL_{\text{poisson,bébé}} = \frac{0{,}1\text{ mSv yr}^{-1}}{6{,}4 \cdot \frac{1\text{ kg}}{1000\text{ g}} \cdot 1 \cdot 5{,}3 \times 10^{-11} \cdot 365 \cdot 1000\text{ mSv Sv}^{-1}}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

$$SL_{\text{poisson,bébé}} = 8{,}06 \times 10^{5}\text{ Bq (kg pf)}^{-1}$$

Dans ce cas, le seuil de référence pour un adulte sera choisi. Le tableau A2 donne des exemples de seuils de référence calculés pour l'ingestion de poisson.

Tableau A2 : Seuil de référence de la CCSN pour la consommation de poisson

Radionucléide	Seuil de référence pour le poisson (Bq/kg poids frais)
césium 134	710
césium 137	1 040
carbone 14	16 800
cobalt 60	1 350
potassium 40	1 020
tritium (HTO)	488 000

Annexe B : Évaluation du risque pour la santé humaine – Dose reçue par le public par les voies d'exposition des Grands Lacs

La méthodologie d'évaluation des doses reçues par les humains découlant de la présence de radionucléides dans les Grands Lacs correspond aux méthodes exposées dans la norme CSA N288.1-14 (CSA 2014a).

Personnes représentatives

Une personne représentative (CSA 2014a) est définie comme étant une personne ayant des caractéristiques semblables à celles du groupe qui reçoit les doses les plus élevées d'une source donnée. Nous avons considéré dans cette évaluation huit personnes représentatives.

Les résidents du lac Ontario sont :

- les non-Autochtones résidant près de centrales nucléaires
- les non-Autochtones résidant près d'installations rejetant des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238
- les Autochtones résidant près de centrales nucléaires
- les Autochtones résidant près d'installations rejetant des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238

Les résidents du lac Huron sont :

- les non-Autochtones résidant près de centrales nucléaires
- les non-Autochtones résidant près d'installations rejetant des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238
- les Autochtones résidant près de centrales nucléaires
- les Autochtones résidant près d'installations rejetant des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238

Données utilisées dans cette évaluation

Des données de surveillance environnementale de 2006 à 2015 ont servi pour produire des statistiques sommaires pour la période d'évaluation de dix ans. Le tableau B1 présente les données utilisées comme variables d'entrée.

Tableau B1 : Données environnementales intégrées à l'évaluation de la dose

Installation	Type d'échantillon	Paramètre
Centrale nucléaire de Darlington	Poisson	Tritium (HTO)
		Tritium (TLCO)
		Carbone 14
	Eau (du lac)	Tritium (HTO)
		Cobalt 60
		Césium 137
	Eau (usine de purification)	Tritium (HTO)
		Activité bêta totale (supposée être du strontium 90)
	Sédiments	Césium 137
Centrale nucléaire de Pickering	Poisson	Tritium (HTO)
		Tritium (TLCO)
		Carbone 14
	Eau (du lac)	Tritium (HTO)
		Cobalt 60
		Césium 137
	Eau (usine de purification)	Tritium (HTO)
		Activité bêta totale (supposée être du strontium 90)
	Sédiments	Césium 137
Centrales nucléaires Bruce–A et Bruce–B	Poisson	Tritium (HTO)
	Eau (du lac)	Tritium (HTO)
		Activité bêta totale (supposée être du cobalt 60)
	Eau (usine de purification)	Tritium (HTO)
		Activité bêta totale (supposée être du strontium 90)
	Sédiments	Césium 137
Usine de conversion de Port Hope	Eau (du lac)	Uranium total
	Eau (usine de purification)	Uranium total
Projet de Port Granby	Eau (du lac)	Uranium total
		Polonium 210
		Radium 226
Elliot Lake	Eau (du lac)	Uranium total
		Radium 226
	Eau (usine de purification)	Uranium total
		Radium 226
	Sédiments	Uranium total
Raffinerie de Blind River	Eau (du lac)	Uranium total
	Eau (usine de purification)	Uranium total

Voies d'exposition

Voici les voies d'exposition associées aux radionucléides dans les eaux ou l'environnement aquatique des Grands Lacs :

- ingestion de l'eau potable

- immersion dans les eaux du lac (par ex., la natation)
- exposition externe aux sédiments
- consommation de poisson

Facteurs d'exposition des humains

Le tableau B2 montre les taux d'ingestion utilisés pour évaluer la dose et les coefficients de dose pour l'ingestion et l'exposition externe aux sédiments de la norme CSA N288.1-14 (CSA 2014).

Tableau B2 : Taux d'ingestion utilisés pour évaluer la dose en litre par jour (L/j) ou en gramme de poids frais par jour (g (pf)/j) tirés de la norme CSA N288.1-14 (CSA 2014a)

Paramètre	Valeur
Taux d'ingestion d'eau potable	
Adulte	2,96 L/j
Enfant	1,32 L/j
Bébé	0,837 L/j
Adulte autochtone	2,96 L/j
Enfant autochtone	1,32 L/j
Bébé autochtone	0,837 L/j
Taux d'ingestion de poissons	
Adulte	28,1 g (pf)/j
Enfant	18,5 g (pf)/j
Bébé	6,4 g (pf)/j
Adulte autochtone	220 g (pf)/j
Enfant autochtone	170 g (pf)/j
Bébé autochtone	95 g (pf)/j

Considérations pour les données de fond et calcul de moyennes

Pour chaque installation, le type et les paramètres d'échantillon, l'exposition et les données de référence ont été tirés des données de surveillance environnementale des installations autorisées par la CCSN dans la région des Grands Lacs. Le résultat maximal de chaque année, issu de la surveillance, a été reporté dans cette évaluation. Pour chaque année, la valeur moyenne des données de référence a été choisie pour la correction du rayonnement de fond naturel.

Méthode de calcul

Les concentrations nettes calculées indiquées ci-dessus ont servi de données d'entrée des équations pour chaque voie pertinente, telle que le préconise la norme CSA N288.1-14 (CSA 2014a). Lorsque les concentrations d'un radionucléide dans les poissons n'étaient pas disponibles, notamment celles des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238, elles ont été modélisées à partir des données sur l'eau du lac. La méthodologie de modélisation est décrite dans la section 7.7 de la norme CSA N288.1-14 (CSA 2014a) en appliquant les facteurs d'accumulation tirés du tableau A25a de la norme CSA N288.1-14 [valeurs par défaut de P_{26} (BAF), transfert depuis l'eau aux muscles des poissons d'eau douce (L/kg *pf*)].

La dose annuelle a été calculée par installation et par année pour obtenir une dose d'une année à l'autre pour chaque voie d'exposition. Les doses annuelles par voie d'exposition ont été additionnées pour donner la dose totale, par installation, par année. L'année correspondant à la dose annuelle maximale a été retenue comme dose représentative pour chaque personne représentative. Les doses annuelles pour les bébés, les enfants et les adultes ont aussi été calculées. Les doses maximales annuelles reçues par les résidents vivant près des centrales nucléaires et par les résidents vivant près d'installations rejetant des radionucléides de la série de l'uranium ont été publiées pour ces deux types d'installation.

Annexe C : Évaluation du risque radiologique pour l'environnement

Analyses avec l'outil d'évaluation ERICA (version 1.2) – Poissons benthiques et pélagiques

Tableau C1 : Paramètres d'entrée pour ERICA pour les radionucléides dans l'eau (en Bq/L) pour l'évaluation de la dose reçue par le biote non humain

Récepteur	Tritium	Activité bêta globale
Poissons benthiques : exposition		
Bruce	35,6	0,09
Pickering	11,6	0,11
Darlington	9,17	0,13
Poissons pélagiques : exposition		
Bruce	35,6	0,09
Pickering	11,6	0,11
Darlington	9,17	0,13
Poissons benthiques : référence		
Bruce	3,10	0,08
Pickering	3,10	0,08
Darlington	3,10	0,08
Poissons pélagiques : référence		
Bruce	3,10	0,08
Pickering	3,10	0,08
Darlington	3,10	0,08

Commentaires

- Analyses complétées à l'aide des valeurs par défaut de niveau II d'ERICA avec des hypothèses conservatrices produisant la dose maximale potentielle
- L'activité bêta globale est représentée par le strontium 90 utilisé dans cette évaluation du débit de dose avec l'outil d'évaluation ERICA (version 1.2).

Analyses avec l'outil d'évaluation ERICA (version 1.2) – Poissons benthiques et pélagiques

Tableau C2 : Paramètres d'entrée de l'outil ERICA pour les radionucléides dans les sédiments (en Bq/kg ps) pour l'évaluation de la dose reçue par le biote non humain

Récepteur	Césium 137	Césium 134	Cobalt 60	Carbone 14
Poissons benthiques : exposition				
Bruce	2,08	0,26	0,38	19,22
Pickering	2,44	0,44	0,51	19,22
Darlington	0,48	0,32	0,34	12,48
Poissons pélagiques : exposition				
Bruce	2,08	0,26	0,38	19,22
Pickering	2,44	0,44	0,51	19,22
Darlington	0,48	0,32	0,34	12,48
Poissons benthiques : référence				
Bruce	0,66	0,30	0,31	14,4
Pickering	0,66	0,30	0,31	14,4
Darlington	0,66	0,30	0,31	14,4
Poissons pélagiques : référence				
Bruce	0,66	0,30	0,31	14,4
Pickering	0,66	0,30	0,31	14,4
Darlington	0,66	0,30	0,31	14,4

Commentaires

- Analyses complétées à l'aide des valeurs par défaut de niveau II d'ERICA avec des hypothèses conservatrices produisant la dose maximale potentielle.

- Les valeurs pour le carbone 14 sont données en Bq/kg de C et donc ces valeurs ont été corrigées pour la teneur du sédiment en carbone organique. Pour cette correction, nous avons utilisé la plus haute teneur moyenne en carbone organique total du sédiment (9,6 %), à partir des valeurs moyennes publiées (1,8 % à 9,6 %, OPG 2014), ce qui donne une estimation conservatrice de la teneur du sédiment en carbone 14.

- Aucune donnée pour le carbone 14 n'était disponible pour les centrales nucléaires de Bruce, la plus haute valeur mesurée disponible à la centrale de Pickering a servi pour modéliser la dose reçue par le biote aquatique, à partir de similitudes générales entre les centrales de Bruce et de Pickering (par ex., nombre de réacteurs, années d'exploitation et conception des CANDU).

- Les valeurs de carbone 14 dans les sédiments utilisées dans cette évaluation sont probablement une surestimation puisqu'elles incluent le carbone 14 généré naturellement dans la haute atmosphère par les collisions entre les neutrons des rayons cosmiques et l'azote 14, ce qui crée la radioactivité naturelle du carbone présent dans l'atmosphère et dans la biosphère, étant donné le mélange avec les isotopes stables de carbone (Yim et Caron 2006). En outre, des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont contribué

substantiellement à la présence de carbone 14 dans le réservoir de carbone de l'environnement (Choppin et coll. 2002).

Analyses avec l'outil RESRAD-BIOTA (version 1.5) – Animaux aquatiques ou riverains

Tableau C3 : Paramètres d'entrée pour l'outil RESRAD-BIOTA pour les radionucléides dans l'eau (en Bq/L) pour l'évaluation de la dose reçue par le biote non humain

Récepteur	Tritium	Bêta brut
Animal aquatique : exposition		
Bruce	35,6	0,09
Pickering	11,6	0,11
Darlington	9,17	0,13
Animal riverain : exposition		
Bruce	35,6	0,09
Pickering	11,6	0,11
Darlington	9,17	0,13
Animal aquatique : référence		
Bruce	3,10	0,08
Pickering	3,10	0,08
Darlington	3,10	0,08
Animal riverain : référence		
Bruce	3,10	0,08
Pickering	3,10	0,08
Darlington	3,10	0,08

Commentaires

- Analyses complétées à l'aide des valeurs par défaut de niveau II de l'outil RESRAD-BIOTA avec des hypothèses conservatrices produisant la dose maximale potentielle

- L'activité bêta globale est représentée par le strontium 90 utilisé dans cette évaluation du débit de dose avec l'outil d'évaluation ERICA (version 1.2).

Analyses avec l'outil RESRAD-BIOTA (version 1.5) – Animaux aquatiques ou riverains

Tableau C4 : Paramètres d'entrée pour l'outil RESRAD-BIOTA pour les radionucléides dans les sédiments (en Bq/kg ps) pour l'évaluation de la dose reçue par le biote non humain

Récepteur	Césium 137	Césium 134	Cobalt 60	Carbone 14
Animal aquatique : exposition				
Bruce	2,08	0,26	0,38	19,22
Pickering	2,44	0,44	0,51	19,22
Darlington	0,48	0,32	0,34	12,48
Animal riverain : exposition				
Bruce	2,08	0,26	0,38	19,22
Pickering	2,44	0,44	0,51	19,22
Darlington	0,48	0,32	0,34	12,48
Animal aquatique : référence				
Bruce	0,66	0,30	0,31	14,4
Pickering	0,66	0,30	0,31	14,4
Darlington	0,66	0,30	0,31	14,4
Animal riverain : référence				
Bruce	0,66	0,30	0,31	14,4
Pickering	0,66	0,30	0,31	14,4
Darlington	0,66	0,30	0,31	14,4

Commentaires

- Analyses complétées à l'aide des valeurs par défaut de niveau II de l'outil RESRAD-BIOTA avec des hypothèses conservatrices produisant la dose maximale potentielle.

- Les valeurs pour le carbone 14 sont données en Bq/kg de C. Par conséquent, ces valeurs ont été corrigées pour la teneur du sédiment en carbone organique. Pour cette correction, nous avons utilisé la plus forte teneur moyenne en carbone organique total du sédiment (9,6 %), à partir des valeurs moyennes publiées (1,8 % à 9,6 %, OPG 2014), ce qui donne une estimation conservatrice de la teneur du sédiment en carbone 14.

- Aucune donnée pour le carbone 14 n'était disponible pour les centrales nucléaires de Bruce, la plus haute valeur mesurée disponible à la centrale de Pickering a servi pour modéliser la dose reçue par le biote aquatique, à partir de similitudes générales entre les centrales de Bruce et de Pickering (par ex., nombre de réacteurs, années d'exploitation et conception des CANDU).

- Les valeurs de carbone 14 dans les sédiments utilisées dans cette évaluation sont probablement une surestimation puisqu'elles incluent le carbone 14 généré naturellement dans la haute atmosphère par les collisions entre les neutrons des rayons cosmiques et l'azote 14, ce qui crée la radioactivité naturelle du carbone présent dans l'atmosphère et dans la biosphère, étant donné le mélange avec les isotopes stables de carbone (Yim et Caron 2006). En outre, des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont contribué

substantiellement à la présence de carbone 14 dans le réservoir de carbone de l'environnement (Choppin et coll. 2002).